RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
DE MONTRÉAL-CENTRE

Santé au travail et environnementale

Étude pilote de la variation spatiale des niveaux de particules associés au transport routier à une échelle locale à Montréal

Audrey Smargiassi
Mary Baldwin
Khalid Berrada

Novembre 2003

WA
754
S636
2003

INSPQ - Montréal
3 5567 00001 4800

DIRECTION
DE LA SANTÉ
PUBLIQUE

Garder notre monde en santé

WA
754
S636
2003

Institut national de santé publique du Québec
4835, avenue Christophe-Colomb, bureau 200
Montréal (Québec) H2J 3G8
Tél.: (514) 597-0606

Étude pilote de la variation spatiale des niveaux de particules associés au transport routier à une échelle locale à Montréal

Audrey Smargiassi, Ph. D.
Mary Baldwin, M. Sc., S.M. CIH
Khalid Berrada, ing

Novembre 2003

Une réalisation de l'unité Santé au travail et environnementale
Hôpital Maisonneuve-Rosemont, mandataire

© Direction de santé publique
Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre (2002)
Tous droits réservés

Dépôt légal : 4e trimestre 2003
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada

ISBN : 2-89494-396-2

REMERCIEMENTS

Ce projet a été soutenu financièrement par le Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (85 %) et par Santé Canada (15 %). Nous remercions la ville de Montréal pour avoir effectué les comptes de véhicules routiers à nos sites de mesures, pour nous avoir donné accès à leurs sites de mesures et à leurs données de polluants et pour nous avoir donné accès au Rôle foncier. Nous remercions la Direction de l'Île-de-Montréal du ministère des Transports du Québec d'avoir fourni les comptes de véhicules routiers sur l'autoroute Métropolitaine et les estimés de circulation de véhicules pour les autres tronçons. Nous remercions Santé Canada pour le prêt de matériel. Nous remercions aussi les participants pour leur implication, ainsi que Sophie Goudreau et Simon Lajeunesse pour leur assistance technique, Maryse Arpin pour le secrétariat et la mise en page et Chuck Pilger pour son aide précieuse pour l'installation des sites et pour le bon fonctionnement des appareils.

AVANT-PROPOS

Cher lecteur et chère lectrice,

La Direction de santé publique a le mandat de surveiller l'état de santé de sa population et de l'en tenir informée. Elle doit également voir à l'amélioration de la santé du publique en agissant sur les facteurs qui l'influencent.

La surveillance et la recherche des impacts qu'occasionnent les problèmes de la qualité de l'air intérieur et extérieur sur la santé de la population ainsi que les changements climatiques sont des cibles prioritaires retenues par le Plan d'action montréalais en santé publique.

Le transport est une source importante de pollution atmosphérique locale pouvant influencer la santé des individus exposés. De plus, le dioxyde de carbone émis par les véhicules routiers contribue de façon importante au phénomène des changements climatiques qui conduisent à augmenter le nombre d'épisodes de chaleur accablante en période estivale.

La présente étude pilote entreprise par la Direction de santé publique de Montréal-Centre avait pour objectif de fournir des informations d'ordre méthodologique pour orienter l'évaluation de l'exposition et l'identification des populations à risque. Cette information est nécessaire à la poursuite du dossier visant à évaluer les impacts sanitaires associées aux émissions du transport routier.

Bonne lecture !

Richard Lessard, M.D.

Directeur
Direction de santé publique de Montréal-Centre

Louis Drouin, M.D.

Responsable de l'unité
Santé au travail et environnementale

SOMMAIRE EXÉCUTIF

L'exposition des populations qui habitent le long d'axes routiers importants est peu connue. Il semble toutefois que ceux habitant le long d'artères routières importantes soient plus à risque d'être hospitalisés pour des problèmes respiratoires. L'objectif premier de cette étude pilote était d'explorer la variabilité spatiale et temporelle des niveaux de particules fines (PM2.5) et du coefficient d'absorption des filtres ayant servi à collecter les PM2.5, à des sites résidentiels urbains soumis à des intensités de circulation différentes à Montréal. Le niveau de coefficient d'absorption est utilisé comme indication des niveaux de carbone élémentaire. Le second objectif de cette étude était d'estimer la proportion de la population potentiellement exposée à des niveau de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond » dans la mesure ou une variation spatiale allait être observée. Des mesures journalières de PM2.5 et de coefficient d'absorption ont été effectuées à quatre sites résidentiels urbains, de façon simultanée, durant sept semaines. Les niveaux de dioxyde d'azote (NO_2) ont aussi été mesurés comme indicateurs des émissions de polluants provenant du transport routier. Un gradient des niveaux a été noté entre les quatre sites tant pour le coefficient d'absorption que pour le NO_2, reflétant l'importance du trafic comme source locale d'exposition. Les niveaux de PM2.5 étaient similaires à chaque site. Les niveaux de coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM2.5 au site résidentiel urbain (environ 30 000 véhicules par jour) étaient 40 % plus élevés qu'au site urbain « bruit de fond », exprimés comme le pourcentage du site « bruit de fond ». Puisqu'une variation spatiale a été vérifiée pour les niveaux de coefficient d'absorption au sein même de la ville, il serait possible d'estimer l'exposition de la population urbaine au carbone élémentaire en utilisant un modèle simple de régression utilisant des prédicteurs géoréférencés comme la circulation. Un tel modèle a été utilisé dans l'étude TRAPCA pour estimer l'exposition de la population aux émissions de particules émises par le transport routier et ce, à une échelle locale. Puisqu'une variation spatiale des niveaux de coefficient d'absorption a été notée, le nombre de ménages potentiellement exposés à des niveaux plus élevés que les niveaux « bruit de fond » a été estimé. Il semble possible d'entreprendre une étude épidémiologique visant à estimer les risques associés aux émissions du transport routier à Montréal puisque une partie importante de la population demeure sur des rues dont les niveaux de pollution sont potentiellement supérieurs aux niveaux retrouvés à un site « bruit de fond ».

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS i
AVANT-PROPOS ii
SOMMAIRE EXÉCUTIF iii
TABLE DES MATIÈRES iv
INDEX DES TABLEAUX v
INDEX DES FIGURES vi
INDEX DES ANNEXES vii

1. Introduction 1
2. Méthodes 2
   - 2.1 Design 2
   - 2.1.1 Échantillonnage journalier et intermittent des PM2.5 3
   - 2.1.2 Échantillonnage du NO_2 3
   - 2.2 Sites et positionnement de l'équipement d'échantillonnage 3
   - 2.3 Intensité du trafic 5
   - 2.4 Échantillonnage 5
   - 2.5 Analyses 7
   - 2.5.1 PM2.5 7
   - 2.5.2 Absorption des filtres 7
   - 2.5.3 NO_2 8
   - 2.6 Paramètres météorologiques 8
   - 2.7 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes 8
3. Résultats 11
   - 3.2 Contrôle et Assurance Qualité (QA/QC) 11
   - 3.3 Intensité de la circulation de véhicules routiers 12
   - 3.4 Variations spatiales et temporelles 13
   - 3.5 Comparaison des stratégies d'échantillonnage des particules 19
   - 3.5.1. Comparaison entre échantillonnage intermittent et journalier des particules 19
   - 3.5.2 Échantillonnage simultané des particules à chaque site 19
   - 3.6 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes 20
4. Discussion 25
5. Conclusions 27

RÉFÉRENCES 29
ANNEXES 31

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Moyenne des comptages journaliers (24 heures) de véhicules routiers, de jours de semaines des quatre sites d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

Tableau 2 : Moyenne journalière des niveaux de PM2.5, du coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM2.5 et des niveaux de NO_2 mesurés dans la zone respiratoire à quatre sites de mesures d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

INDEX DES FIGURES

Figure 1. : Localisation des sites d'échantillonnage dans le quartier Rosemont de Montréal

Figure 2 : Reproduction du patron de déposition des filtres ayant collectés les PM2.5

Figure 3 : Variation temporelle des niveaux de polluants mesurés dans la zone respirable aux quatre sites résidentiels de Montréal présentant des intensités de circulation de véhicules différentes

Figure 4 : Niveaux de PM2.5 journaliers ou hebdomadaires mesurés de façon intermittente (quinze minutes à chaque heure). À noter que les semaines sont présentées en ordre croissant d'importance des niveaux

Figure 5 : Comparaison entre mesures de coefficient d'absorption et valeurs corrigées pour la période

Figure 6 : Localisation des tronçons de rues présentant une circulation routière importante

INDEX DES ANNEXES

Annexe 1 : Calendrier et feuille de route terrain et les procédures d'opération standards (SOP)

Annexe 2 : Estimation de la fréquence d'échantillonnage

Annexe 3 : Budget et coûts

Annexe 4 : Consentement

1. Introduction

De nombreuses études de séries chronologiques portant sur la pollution atmosphérique et la santé ont observé de façon consistante que les niveaux journaliers de particules fines plus élevés étaient associés à des taux journaliers de mortalité et d'hospitalisations pour maladies cardiorespiratoires supérieurs. Par particule fines (PM2.5) on entend la masse des particules de diamètre aérodynamique de moins de 2.5 µm dans un volume donné. Les particules fines seraient potentiellement plus nocives pour la santé que les particules de diamètre plus important puisqu'elles peuvent atteindre les profondeurs de l'appareil respiratoire inférieur (Environnement Canada-Santé Canada, EC-SC, 2000).

Selon les inventaires nationaux et régionaux, les émissions du transport routier contribuent de façon importante aux niveaux régionaux et nationaux de particules fines et aux niveaux d'autres polluants atmosphériques et ce, de façon plus marquée en milieu urbain (EC-SC, 2000). Certaines études suggèrent que les personnes habitant le long d'artères routières importantes seraient plus à risque d'être hospitalisés pour des problèmes respiratoires (ex. Edwards et al., 1994 ; Buckeridge et al., 2002). Le risque de mortalité non traumatique serait aussi plus élevé pour les populations habitant le long d'artères routières importantes comparativement à celles habitant le long d'artères moins achalandées (Roemer and van Wijnen, 2001 ; Hoek et al., 2002a).

La majorité des études épidémiologiques qui portent sur l'impact des émissions du transport routier sur la santé, ont utilisé des approches indirectes comme la distance à une rue principale pour représenter l'exposition des individus aux émissions du transport routier. Le niveau d'exposition des individus aux particules fines et à leurs composants (comme le carbone élémentaire) à une échelle locale au sein d'une ville est peu connue.

Pour ce qui est de l'exposition aux particules fines, il est connu que la masse des particules de diamètre de moins de 2.5 µm (pour un volume donné) varie régionalement, des différences étant observées entre les niveaux des milieux urbains, suburbains et ruraux (EC-HC, 2000). Toutefois, les niveaux de PM2.5 seraient très uniformes à une échelle locale, au sein d'une même ville. Les particules primaires (diamètre de moins de 0.1 µm) contribuent peu à la masse des PM2.5, et les particules de plus de 10 µm, auraient une variation spatiale plus importante que les particules de 0.1-1 µm (voir Monn, 2001 pour revue).

Pour ce qui est de l'exposition à des composants des particules, le carbone élémentaire a été utilisé pour caractériser l'exposition aux émissions de particules provenant du transport routier (ex.: Brauer et al., 2002; Hoek et al., 2002a,b). Puisqu'il existe une forte corrélation entre le contenu des particules en carbone élémentaire et l'absorption de lumière, l'absorption des particules (aussi appelée « black smoke » ou « soot ») est utilisée comme indicateur des niveaux de carbone élémentaire (ex.: Kinney et al., 2000; Janssen et al., 2001; Rich , 2002).

Dans certaines études, la variation des niveaux d'absorption des filtres ayant recueilli des particules (ex.: Roorda-Knape et al., 1998) et la variation des niveaux de carbone élémentaire (Zhu et al., 2002) a été mesurée en fonction de l'éloignement. Les niveaux de ces derniers diminueraient avec la distance, surtout dans les 150 mètres les plus rapprochés d'une autoroute. Ces études ne montrent toutefois pas dans quelle mesure les niveaux d'absorption mesurés à

150 m d'une autoroute diffèrent de niveaux « bruit de fond ». Des études européennes montrent aussi que les niveaux d'absorption de filtres collectant des particules à proximité d'une route, varient avec l'intensité du trafic. Contrairement aux niveaux d'absorption des particules, les niveaux de PM2.5 ne seraient que marginalement influencés par l'intensité du trafic dans ces études (ex. : Janssen et al., 1997; Hoek et al., 2002b) probablement parce que ce sont surtout des particules de faible diamètre qui sont émises par les véhicules routier et que ces dernières contribuent peu à la masse des PM2.5.

Récemment Lena et al. (2002) ont noté des niveaux de carbone élémentaire plus importants au sein d'une communauté de la ville de New-York assujettie à une circulation de véhicules lourds importante. À part cette étude traduisant une situation extrême, la variation des niveaux de carbone élémentaire et de PM2.5, avec l'intensité du trafic, au sein de villes nord-américaines à une échelle locale est relativement peu connue. L'étude californienne MATES-II (The Multiple Air Toxics Exposure Study) a montré la contribution des émissions des véhicules routiers aux variations régionales de carbone élémentaire (http://www.aqmd.gov/matesiidf/matestoc.htm) en Californie. À noter que pour ce qui est des polluants gazeux émis par le transport routier (ex. : monoxyde de carbone et dioxyde d'azote), il est connu que ces derniers varient avec l'intensité du trafic à une échelle locale (ex. : Roorda-Knape et al., 1998; Maynard and Waller, 1999; Rijnders et al., 2001).

L'objectif premier de la présente étude était d'explorer la variation spatiale à une échelle locale et la variabilité temporelle des niveaux de particules fines et de leur absorption, comme indicateur des niveaux de carbone élémentaire à des sites résidentiels de différentes densités de trafic routier au sein d'une grande ville canadienne. Comme objectif secondaire, certaines stratégies d'échantillonnage ont été comparées (échantillonnage intermittent prolongé vs échantillonnage journalier; échantillonnage simultané à chaque site ou non). Le second objectif de cette étude était d'estimer la proportion de la population potentiellement exposée à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond » dans la mesure ou une variation spatiale allait être observée.

2. Méthodes

2.1 Design

Quatre sites résidentiels ont été sélectionnés pour l'échantillonnage des polluants, sur la base de l'intensité du trafic routier à Montréal. Les niveaux de PM2.5 et le coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM2.5 ont été mesurés. La concentration de dioxyde d'azote (NO_2) a aussi été mesurée comme indicateur des émissions de polluants provenant du transport routier.

La localisation des échantillonneurs et l'échantillonnage ont été entrepris selon les procédures d'opération standards (SOP) de l'étude ULTRA (Exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air) (http://www.ktl.fi/ultra/adobe/out/sop-abs.pdf; Cyrys et al., 2003) avec les ajustements présentés plus bas. Les SOP, les feuilles de routes, des exemples de calendrier d'activités de même que les coûts de l'étude sont présentés en Annexes 1 et 2.

2.1.1 Échantillonnage journalier et intermittent des PM2.5

L'échantillonnage des PM2.5 a été effectué pendant la même période de 24 heures à chaque jour ouvrable de la semaine, à chaque site en même temps. L'échantillonnage a été effectué de façon simultanée à tous les sites pour contrôler l'impact des facteurs météorologiques sur les concentrations de polluants lors de la comparaison inter-sites. Cet échantillonnage s'est étendu sur une période de sept semaines[1], entre le 6 mai et le 28 juin, durant un bloc de quatre semaines suivi d'un bloc de trois semaines. Nous avons estimé à 40 jours la période minimale pour observer des différences entre les sites (Annexe 3). La période minimale d'échantillonnage, pour observer des différences entre les sites, a été déterminée sur la base des différences de niveaux de polluants observées dans d'autres études entre site « bruit de fond » et site présentant des niveaux de trafic importants. L'échantillonnage des polluants a été effectué à une période où le chauffage des habitations est inhabituel, pour limiter l'émission de polluants provenant de la combustion domestique et ce, malgré que les émissions des véhicules routiers soient plus importantes l'hiver en raison des départs à froid. La collecte d'échantillon s'est limitée aux jours de semaines, afin de capturer la contribution des flux de trafic majeurs. Ce type d'échantillonnage est aussi logistiquement beaucoup plus simple. Ainsi, 140 échantillons devaient être ramassés. À un des sites, un deuxième échantillonneur de PM2.5 a aussi été installé durant 25 jours répartis durant les sept semaines, pour collecter des filtres duplicata à des fins de contrôle de qualité.

Durant ces sept semaines d'échantillonnage, un échantillonnage intermittent a aussi été effectué à deux des sites, en plus de l'échantillonnage durant les 24 heures d'une journée. Cet échantillonnage intermittent consistait en un prélèvement durant quinze minutes à chaque heure, et ce, durant une période de cinq jours, pour une collecte totale de 30 heures. L'échantillonnage intermittent (un filtre ayant collecté des particules durant quinze minutes à chaque heure pour cinq jours) a été effectué en même temps que l'échantillonnage journalier (cinq filtres correspondant à cinq périodes de 24 heures) afin de comparer les deux approches. L'échantillonnage intermittent a été utilisé dans l'étude européenne TRAPCA (Traffic Related Air Pollution and Childhood Asthma) (Hoek et al., 2002b) pour simplifier et limiter les coûts de l'échantillonnage des particules. Ainsi, 14 filtres provenant de l'échantillonnage intermittent devaient être récoltés pour comparaison avec les moyennes des valeurs journalières.

2.1.2 Échantillonnage du NO_2

Lors des trois dernières semaines d'échantillonnage des PM2.5, l'échantillonnage journalier du NO_2 a aussi été entrepris au même moment à tous les mêmes sites. La collecte de 60 échantillons était prévue.

2.2 Sites et positionnement de l'équipement d'échantillonnage

Quatre ménages d'un quartier résidentiel urbain montréalais habitant sur des segments de rues d'intensités de circulation différentes et se retrouvant dans un périmètre d'au plus cinq kilomètres (km) ont été invités à participer à l'étude et se sont montrés intéressés. Les ménages recrutés ont été sélectionnés sur la base de l'intensité du trafic routier devant la résidence. De plus, leurs habitations étaient localisées loin de sources de particules, autre que les émissions associées au

[1] L'échantillonnage des particules a en fait été effectué pendant 8 semaines continues mais une boîte de filtres ramassés n'a jamais été reçue et n'a pu être retracée par le laboratoire d'analyse.

transport routier et à au moins 50 m d'un feu de circulation. La lettre de consentement qui a été signée par les participants est présentée en annexe 4. Les participants ont reçu un montant forfaitaire pour les coûts associés à la prise d'électricité et pour tout autre inconvénient et dérangement.

La figure 1 présente la localisation des sites d'échantillonnage (résidences des ménages). Les sites ont été sélectionnés pour représenter l'exposition de la population dans un milieu résidentiel urbain type de Montréal, renfermant surtout des bâtiments de type « duplex » de deux étages. La hauteur des bâtiments était similaire à chaque site. Le Site 1 était localisé sur une artère à sens unique, représentant une rue résidentielle tranquille (« bruit de fond » urbain). Les Sites 2 et 3 étaient localisés le long d'artères routières principales d'un quartier résidentiel urbain. Le Site 2 était localisé à environ 100 m du Site 1. La limite de vitesse des artères routières sur lesquelles étaient installés les sites d'échantillonnage est de 50 km/h. Le Site 4 était aussi localisé le long d'une artère ayant une limite de vitesse de 50 km/h mais était adjacent à l'autoroute Métropolitaine (surélevée) dont la limite de vitesse est de 70 km/h. Ce dernier site fut choisi comme le pire scénario pouvant être observé dans un environnement urbain résidentiel. Les Sites 1, 2 et 3 étaient localisés du côté récepteur de la rue, selon l'impact des vents dominants de l'ouest, sud-ouest à Montréal. Tous les sites étaient localisés à moins de 10 m de la route.

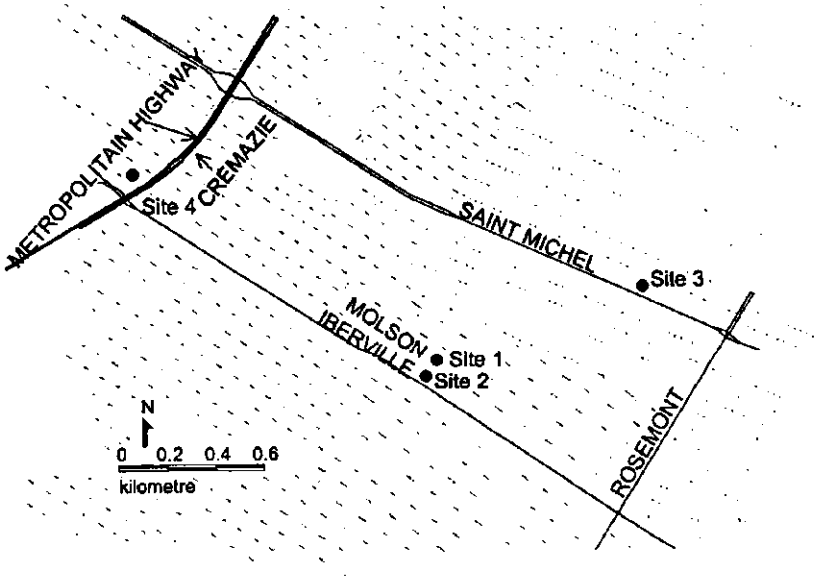


Figure 1. : Localisation des sites d'échantillonnage dans le quartier Rosemont de Montréal

Les équipements d'échantillonnage ont été installés sur les balcons frontaux de premier étage des quatre bâtiments sélectionnés (au moins à un mètre de hauteur de la surface sur laquelle ils ont été installés, à 1 m du bâtiment). Les équipements étaient installés de 2.4 à 2.9 m du sol. Le premier plancher a été considéré dans cette étude à titre de pire scénario.

Pour des raisons de contrôle de qualité, un système d'échantillonnage des particules fines a été installé à une station fixe du réseau d'échantillonnage de la ville de Montréal (Station 12, faisant aussi partie du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), 1125 rue Ontario est) de façon à comparer le système d'échantillonnage de notre étude (« Harvard Impactor », voir plus bas) à un Partisol, considéré comme méthode de référence. La Station 12 est localisée sur le toit d'un édifice, à une hauteur d'environ 10 m. Cette station est utilisée par la ville de Montréal pour représenter l'exposition moyenne des résidents montréalais. Les prises d'air des deux types d'échantillonneurs ont été installées à la même hauteur. Ce système d'échantillonnage additionnel a été installé à tous les six jours, au moment où les PM2.5 étaient mesurées à la station de la ville, lors de notre étude. Dix filtres devaient ainsi être ramassés pour comparaison avec l'échantillonneur du réseau RNSPA.

De la même façon, un système d'échantillonnage pour le NO_2 a été installé à une station fixe de la ville de Montréal (Station 1, située dans le Jardin Botanique). La ville mesure le NO_2 par chémoluminescence de façon continue. Cette comparaison s'est effectuée au début juillet, juste après l'étude et ce, durant 5 jours uniquement pour des fins de contrôle de qualité.

2.3 *Intensité du trafic*

Des comptages automatiques non différentiel de 24 heures ont été effectués aux quatre sites durant quatre à douze jours, par la ville de Montréal. Un comptage différentiel pour estimer les proportions des divers types de véhicules a aussi été effectué durant 10.5 heures d'un des jours de semaine au quatre sites (de 7 h 00 à 17 h 30). Ces comptages ont été effectués durant l'échantillonnage des polluants atmosphériques. Lors de l'étude, l'intensité du trafic au Site 4 a été mesurée uniquement sur la rue devant le site, rue donnant accès à l'autoroute Métropolitaine. Toutefois, étant donné la proximité très rapprochée de ce site avec l'autoroute surélevée, l'intensité du trafic sur la Métropolitaine a aussi été considérée. Les comptages journaliers moyens sur l'autoroute Métropolitaine durant les 40 jours d'échantillonnages ont été obtenus de la Direction de l'Île-de-Montréal du ministère des Transports du Québec.

2.4 *Échantillonnage*

Les échantillonneurs « Harvard Impactors » (Marple et al., 1987), loués de la compagnie Air Diagnostics and Engineering Inc. (Naples, Maine, USA), ont été utilisés pour collecter les PM2.5 à un flux de 4 litres/minute[2] (l/min.). Les particules ont été recueillies sur des filtres en téflon pré-pesés de 37 mm, ayant des pores de 2 µm (Pall R2PJ037). À l'intérieur de la cassette le filtre était inséré sur un disque de polyethylène (37 mm PE, Anachemia Science 230800) pour empêcher la contamination via le support de cellulose.

[2] Quoique son utilisation n'est pas une méthode de référence selon l'EPA, plusieurs études ont démontré une correspondance excellente avec les méthodes reconnues (Babich et al., 2000, Turner et al., 2000). Nous avons estimé qu'un échantillonnage à 4 lpm permet de recueillir un volume minimal suffisant durant 22 h à un site « bruit de fond » avec des niveaux journaliers de PM2.5 moyens de 2 µg/m3 si la limite de détection de la méthode utilisée est de 6 µg. Cette limite de détection a été calculée comme 3 fois l'écart type de la masse des blancs de terrain divisée par le volume d'échantillonnage. Il semble possible d'obtenir une telle limite de détection en utilisant des « Harvard Impactors » à 4 lpm, des filtres de téflon et une balance avec précision de 1 µg (Yanosky et Machintosh, 2001). Nous avons considéré un échantillonnage de 22 heures car un certain laps de temps doit être considéré pour le changement de filtre et la mesure du flux de la pompe.

Comme il a été mentionné précédemment, l'échantillonnage a été effectué durant 24 heures continues et les filtres étaient ramassés tous les jours. Pour ce qui est de l'échantillonnage intermittent des particules, les échantillons étaient ramassés à la fin d'une semaine de cinq jours. Une période d'échantillonnage de 24 heures débutait entre 10 h 00 et 11 h 00 et se terminait à la même heure le jour suivant. L'échantillonnage commençait chaque semaine le lundi matin et se terminait le samedi matin. Puisque tous ces sites se retrouvaient dans le même secteur (périmètre de moins de 5 km), une même personne était en mesure de changer les filtres des systèmes d'échantillonnage des quatre sites à l'intérieur de deux heures.

Le début de la période d'échantillonnage était différent pour les échantillonneurs servant à la comparaison avec les échantillonneurs de la ville de Montréal. Pour la comparaison des niveaux de particules fines avec les niveaux mesurés par le réseau d'échantillonnage de la ville de Montréal, la période de 24 heures débutait à minuit afin de correspondre avec la période d'échantillonnage de la ville. Pour ce qui est de la comparaison des niveaux de NO_2 mesurés par la ville de Montréal, l'échantillonnage débutait le matin à 9 h 00 et se terminait le lendemain à la même heure.

Des pompes SKC pour échantillonnage personnel avec contrôle électronique du débit ont été utilisées (PCXR2, SKC Inc.) pour l'échantillonnage journalier. Des pompes Alpha 1 (E.I. DuPont de Nemours & Co., Wilmington, DE) ont été utilisées pour l'échantillonnage intermittent de même que pour la comparaison au réseau RNSPA puisqu'elles ont une minuterie intégrée. Ces deux types de pompes sont peu bruyants. Les pompes, entièrement rechargées avant leur utilisation, étaient connectées à un chargeur lorsqu'elles fonctionnaient. La prise de connexion au chargeur multiple des pompes SKC PCXR2 a été changée pour une prise pour chargeur individuel. Pour les pompes Alpha 1, nous avons dû connecter le chargeur directement à la connexion de la batterie de façon à contourner le circuit intégré qui diminue automatiquement le courant du chargeur après 14 heures. Nous avons aussi modifié la batterie des pompes Alpha 1 pour des batteries de gel acide au plomb qui ont une capacité telle qu'elles peuvent faire fonctionner les pompes pour 24 heures sans arrêt. Le chargeur avait un potentiel plus élevé que celui de la batterie (d'environ 7V pour les SKC PCXR2 et d'environ 15V pour les pompes Alpha 1) mais pas trop élevé pour ne pas que la pompe surchauffe.

Les pompes et chargeurs étaient installés dans des boîtiers étanches à l'eau et insonorisés[3]. Le débit était mesuré avant et après la période d'échantillonnage avec une burette à bulle (*soap film meter*). Lors de la collecte, le débit ne différait pas de plus de 5 % du débit initial, sauf pour deux filtres dont le débit n'a pas différé de plus de 7 %. Le volume d'échantillonnage a été calculé comme la moyenne des débits pré et post-échantillonnage, multipliée par le temps d'échantillonnage. Le temps d'échantillonnage n'a pas différé de plus de 10 % du temps prévu,

[3] Si l'échantillonnage avait eu lieu l'hiver, le boîtier aurait été installé dans une boîte de mousse isolante « *styrofoam* ». L'échantillonnage pendant l'hiver est compliqué pour diverses raisons. L'électronique et les diaphragmes de différentes pompes font défaut lors de températures froides. Le mode d'alimentation des pompes ne peut être assuré par une batterie. Quoique l'échantillonnage de cette étude préliminaire n'a pas été effectué lors de conditions météorologiques extrêmes, comme lors de froids intenses, quelques tests ont été effectués par monsieur Chuck Pilger de ALARA à −15°C avec des pompes pour échantillonnage personnel avec alimentation électrique. Dans ces conditions, lorsque les pompes étaient connectées à leur chargeur dans une boîte de mousse isolante « *styrofoam* », qu'une petite ampoule de 7 watts était installée en série et que l'air inspiré était émit à l'extérieur de la boîte grâce à un tube pour ne pas refroidir la pompe, il semblait possible de conserver la température suffisamment élevée dans la boîte pour permettre un fonctionnement adéquat des pièces électroniques et du diaphragme. L'ampoule de même que le chargeur contribuent à maintenir la température adéquate.

sauf pour quatre échantillons dont le temps d'échantillonnage était de 10 à 15 % moindre que le temps prévu.

Le NO_2 a été échantillonné à l'aide de diffuseurs passifs de type Ogawa^{tm} (Rupprecht & Patashnick Co., Inc.). Ce type d'échantillonneur contient deux filtres imprégnés de triéthanolamine permettant la collecte de duplicata à chaque jour et à chaque site. L'assemblage des échantillonneurs Ogawa^{tm}, leur transport et leur conservation se sont effectués selon les instructions du manufacturier.

Afin de collecter des filtres duplicata pour les PM2.5, un échantillonneur a été installé à un des sites durant 25 jours (Site 2). De plus, à chaque jour d'échantillonnage, un filtre blanc pour les PM2.5 et le NO_2 était installé à un des sites (voir Annexe 1).

Après l'échantillonnage, les filtres ayant recueilli les PM2.5 étaient transférés dans des pétris et conservés à 4°C jusqu'à leur envoi au laboratoire. À chaque semaine, les filtres accumulés étaient envoyés au laboratoire analytique de la Division d'analyse et de qualité de l'air d'Environnement Canada, qui pesait les filtres au plus tard deux semaines après réception.

2.5 Analyses

2.5.1 PM2.5

La pesée des filtres ayant recueilli les PM2.5 a été effectuée dans une chambre avec climat contrôlé, à l'aide d'une micro-balance de type Mettler MT5. Lors des jours de pesée, la température était de 23°C $\pm$ 3°C et l'humidité relative (RH) de 40 % $\pm$ 5, à l'intérieur de la pièce. Le protocole standard d'Environnement Canada a été suivi pour la détermination du poids des filtres, à l'exception du fait que les filtres étaient pesés deux fois après l'échantillonnage des particules. Les deux valeurs n'ont jamais différé de plus de 4 µg. La moyenne de ces deux valeurs a été utilisée pour les analyses subséquentes. Pour les valeurs de PM2.5, le poids des blancs correspondant à la journée d'échantillonnage a été soustrait de la mesure. Les PM2.5 ont été exprimées en terme de microgrammes par mètres cubes ($\mu g/m^3$) d'air échantillonné.

2.5.2 Absorption des filtres

Après leur pesée, tous les filtres ayant recueilli les PM2.5 ont été envoyés au laboratoire de l'École d'hygiène professionnelle et environnementale de l'université de Colombie Britannique, pour la mesure de la réflectance des filtres. La mesure de la réflectance a été effectuée au plus 12 semaines après la collecte des filtres, selon les procédures standards de l'étude ULTRA, à l'aide d'un « Smoke Stain Reflectometer » (EEL model 43; Diffusion Systems Ltd., London). Chaque mesure provient de la moyenne de cinq lectures de chaque filtre, à des points différents. Dix pour cent des filtres ont été analysés deux fois. La réflectance des mesures répétées ne différait pas de plus de 1.2 % du résultat initial. Les filtres blancs ont été utilisés pour fixer la réflectance à 100 %.

Les niveaux de réflectance ont été transformés en un coefficient d'absorption à l'aide de la formule suivante (ISO 9835) :

Coefficient d'absorption ($10^5 \cdot m^{-1}$) = (0.5A • ln (RO / RF) / V) 10^5, où
A = aire du filtre (0.00078 m^2)
RO = la moyenne de la réflectance des blancs (%)
RF = réflectance des filtres (%), V = volume d'air échantillonné (m^3).

2.5.3 NO_2

Le protocole du fabricant a été suivi pour la manipulation et l'analyse des filtres imprégnés de triéthanolamine ayant recueilli le NO_2. Après l'échantillonnage, les filtres ont été conservés à 4°C jusqu'à l'analyse. Les filtres ayant recueilli le NO_2 ont été envoyés à chaque semaine au Laboratoire de toxicologie du Québec (ancien CTQ), qui analysait le NO_2 au plus deux semaines après réception. Les niveaux de NO_2 ont été mesurés par colorimétrie en utilisant la réaction de Saltzman après extraction avec de l'eau. Les niveaux de NO_2 dans l'air ambiant ont été estimés à l'aide de la loi de Fick et du temps d'échantillonnage. Le coefficient de diffusion a été corrigé pour la température et l'humidité relative journalière moyenne lors de l'échantillonnage. Les niveaux de tous les filtres blancs pour le NO_2, étaient sous la limite de quantification (0.1 µg) et n'ont donc pas été soustraits des niveaux échantillonnés la même journée. Les niveaux des deux filtres d'un même échantillonneur n'ont jamais différé de plus de 0.09 µg. Ainsi, lors des analyses, la moyenne des deux valeurs a été utilisée. Les niveaux de NO_2 ont été exprimés en terme de microgrammes par mètres cubes d'air échantillonnés (µg/m^3).

2.6 Paramètres météorologiques

La température (T) et l'humidité relative (RH) ont été extraites du site Web de la ville de Montréal (http://services.ville.montreal.qc.ca/air-eau/). Des valeurs moyennes ont été compilées pour 24 heures à partir de 10 h 00 AM, qui correspond à la période d'échantillonnage.

2.7 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes

Les systèmes d'information géographique sont utiles pour localiser géographiquement les populations sur un territoire donné. Ainsi, ils ont été utilisés pour répondre à notre second objectif qui visait à estimer la proportion de la population potentiellement exposée à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond » dans la mesure ou une variation spatiale allait être observée. Sur la base des résultats de cette étude, nous avons tenté de localiser la population vivant le long des axes de fort trafic. Pour ce faire, on disposait au départ de trois fichiers issus de trois sources différentes :

- Le fichier du trafic fourni par le Service de la modélisation des systèmes de transport du Ministère des Transports du Québec, en format Mapinfo dans la projection Québec Modified Transverse Mercator (Q MTM) Zone 8 et dans le système géodésique NAD83. Ce fichier s'appuie sur un réseau routier modélisé où chaque direction de circulation d'une route est représentée par un segment directionnel correspondant à un sens de circulation (2 segments associés à une même partie de route si celle-ci est à double sens). La table attributaire qui nous a

été fournie est constituée de sept champs dont un identificateur unique de tronçon[4], sa longueur, le type de route, le nombre de voies, le volume du trafic automobile et celui du trafic par camions estimés par le modèle de transport de la région de Montréal (MOTREM98) pour la période de pointe du matin (6 h à 9 h) d'un jour ouvrable moyen d'automne 2001.

- La Géobase des tronçons de voies publiques de la nouvelle ville de Montréal Version 3.4 fournie en format Microsoft Access qui contient plusieurs tables dont notamment celleS des Tronçons et celles des Voies publiques. La jointure entre les deux fichiers s'effectue par le biais du champ « Identificateur de Voie ».

- Le Rôle Foncier pour l'île de Montréal 2000 (actualisé en 2002). C'est un fichier de points correspondant aux comptes fonciers sur toute l'île. Le chiffrier contient plusieurs attributs dont le nom de la voie publique sur laquelle se trouve le compte foncier en question, le nombre de logements qu'il abrite, la catégorie des bâtiments, le pourcentage non résidentiel du compte.

Le fichier du trafic fourni par le Ministère des Transports s'appuie sur un réseau modélisé nécessaire au logiciel de simulation EMME/2 utilisé par ce ministère. Il s'agit d'un réseau simplifié et généralisé destiné au logiciel maison qui ne contient que les voies routières collectrices et supérieures, et non pas l'ensemble des rues locales présentes dans la Géobase des tronçons de voies publiques. De plus, il ne reprend pas systématiquement tous les méandres de cette Géobase. Ce fichier a été construit en géocodant les noeuds de début et de fin des liens (tronçons ou segments de route) et en y imposant un décalage de 5 mètres du coté droit du segment de droite imaginaire reliant les deux nœuds, afin que chaque direction de circulation soit visualisable. Une conséquence de cela est qu'il est impossible d'associer un volume de trafic de manière automatique à chaque tronçon de la Géobase de la ville de Montréal. De plus, comme le découpage des tronçons n'est pas le même, certains tronçons de la Géobase se trouvent à cheval entre deux liens du fichier du trafic. Une autre conséquence découlant de la généralisation du fichier du Ministère des Transports est que toute jointure spatiale s'appuyant sur ce fichier peut s'avérer hasardeuse. En effectuant un géocodage de certains comptes fonciers sur la base de l'adresse, on peut constater aisément qu'ils ne sont pas situés du coté de rue inhérent à la parité de leurs bornes.

Puisque seule la Géobase des tronçons de voies dispose d'un lien permettant de retrouver le nom de la voie, nous avons donc décidé de faire l'extraction des tronçons routiers de la Géobase de la ville de Montréal pour lesquels on disposait d'une information de trafic à partir du fichier du Ministère des Transports, pour ensuite extraire les comptes fonciers qui y sont localisés (puisque la Géobase et le Rôle Foncier présentent tous deux le nom de la voie). Différentes étapes préliminaires ont dues être effectuées.

Dans un premier temps, nous avons attribué un nom de voie aux tronçons de rues de la Géobase. Pour ce faire, il a fallu gérer le cas des tronçons pour lesquels les champs ID_V_G_O et ID_V_D_O (Voies de droite et gauche) n'étaient pas égaux. Lorsqu'il y avait ambiguïtés, le nom de voie du Rôle Foncier a été attribué aux tronçons afin de pouvoir sélectionner plus tard les comptes fonciers sur la base du nom de la voie sur laquelle ils sont domiciliés. Le Rôle Foncier a aussi été utilisé pour clarifier le cas d'enregistrements de la table des voies pour lesquels les identificateurs de la voie (ID_V_G_O et ID_V_D_O) étaient identiques mais dont les champs NOM_VOIE étaient différents (doubles entrées).

[4] L'identificateur unique d'un lien est formé à partir de la concaténation des identificateurs numériques à cinq chiffres de ses nœuds de début et de fin.

Par la suite, pour sélectionner les tronçons de la Géobase correspondant au fichier du Ministère des Transports, nous avons procédé par zone tampon de 15 m. Certaines opérations d'édition manuelle furent nécessaires afin de nettoyer ou de compléter le fichier résultant.

L'étape suivante devait nous permettre d'extraire les comptes fonciers localisés sur les tronçons sélectionnés. Pour ce faire, nous nous sommes assurés que la toponymie des voies dans la Géobase et dans le Rôle Foncier était identique (vérification des erreurs de saisies, fautes d'orthographe, etc.).

Les comptes fonciers ayant au moins un logement et dont la valeur résidentielle est d'au moins 75 % ont ensuite été sélectionnés. De plus, tous les comptes fonciers, dont le centroïde est situé à plus de 150 m de la voie sur laquelle ils sont domiciliés, ont été enlevés puisqu'il est probable que les bâtiments situés sur des terrains profonds soient davantage distants de la route[5].

[5] Les bâtiments se retrouvant dans la zone tampon de 150 m mais ne faisant pas face aux tronçons sélectionnés ont aussi été exclus.

3. Résultats

3.1 Description de l'étude

En tout, 155 filtres ayant échantillonné les PM2.5 durant 24 heures ont été ramassés, sur une possibilité de 175[6]. Ces filtres incluent 17 duplicatas et six filtres provenant de l'échantillonneur localisé à proximité de celui du réseau RNSPA. Vingt filtres ont été perdus, surtout en raison du mauvais fonctionnement des pompes. Le nombre de filtres provenant de l'échantillonneur localisé à proximité de celui du réseau RNSPA était aussi moindre que prévu (six au lieu de dix) pour diverses raisons techniques, un dû à un mauvais fonctionnement de la pompe, deux à cause de problèmes de coordination avec la ville de Montréal et un des filtres du Partisol de la ville de Montréal était endommagé. Tous les filtres ayant échantillonné le NO_2, soit 65, ont été ramassés, incluant les cinq filtres provenant de l'échantillonneur localisé à côté de celui de la station 1 de la ville de Montréal.

Pour ce qui est de l'échantillonnage intermittent des PM2.5 (quinze minutes à toutes les heures durant cinq jours), seuls cinq filtres des deux sites ont été ramassés avec succès sur 14. Les pompes qui ont été utilisées pour cet échantillonnage étaient très vieilles et divers problèmes sont survenus avec ces dernières (ex. mal fonctionnement de la minuterie ou de la batterie, surchauffe, etc.). En fait, lors de ce type d'échantillonnage, aucun pépin ne doit survenir pour une période prolongée (cinq jours dans le cas présent). Ainsi, les pompes qui sont utilisées doivent être très fiables.

3.2 Contrôle et Assurance Qualité (QA/QC)

L'écart-type relatif pour les niveaux de PM2.5 et de coefficient d'absorption des PM2.5 ont été calculés tel que décrit par Hoek et al., (2002b) afin d'évaluer la précision des mesures. Une bonne concordance a été observée entre les niveaux de PM2.5 et de coefficient d'absorption des 17 paires de filtres des échantillonneurs co-localisés au Site 2. Pour ce qui est des niveaux de PM2.5, l'écart-type relatif était de 7.26 tandis qu'il était de 8.37[7] pour les niveaux de coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli des PM2.5.

Quoique le nombre d'échantillons était limité, il y avait aussi une bonne correspondance entre les valeurs des six échantillons de PM2.5 recueillis avec le Harvard Impactor (1.91-12.69 $\mu g/m^3$) et ceux obtenus avec le Partisol de la ville de Montréal (2.74-11.51 $\mu g/m^3$) (r=0.95, pente=1.08, intercepte=0.21$\mu g/m^3$). Selon le « Code of Federal Regulation » américain (titre 40, partie 53.34), la comparabilité d'une méthode d'échantillonnage, avec un système de référence, est établie lorsque la pente de la relation linéaire entre les deux méthodes est de 0.95-1.05, l'intercepte est de $\pm$ 1 $\mu g/m3$ et le coefficient de corrélation de Pearson est plus grand ou égal à 0.97.

[6] Filtres attendus : 140 filtres pour l'échantillonnage journalier, 10 filtres pour la comparaison avec le Partisol de la ville de Montréal et 25 filtres duplicata.

[7] L'écart-type relatif a été calculé comme suit :
[Σ (différence entre duplicata)^2/2*nombre de duplicata]$^{1/2}$ /moyenne *100.

Le patron de déposition des particules sur les filtres ayant recueilli des PM2.5 ne semblait pas homogène (figure 2). Toutefois, les données des duplicatas suggèrent que ce patron de déposition ne semble pas avoir affecté les données de masse et d'absorbance. De plus, la réflectance de 10 % des filtres a été remesurée pour des mesures de contrôle de qualité et la différence était toujours de moins de 1.2 %. Il semble donc que le patron de déposition ait eu un impact minimal.

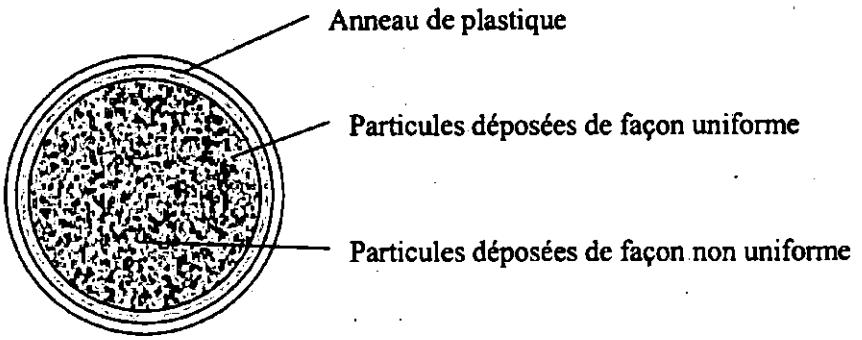


Figure 2. Reproduction du patron de déposition des filtres ayant recueilli les PM2.5.

Les échantillons ayant recueilli le NO_2 provenant d'Ogawa^{tm} (14.89-30.81 $\mu g/m^3$) correspondaient aussi très bien à la moyenne horaire des résultats obtenus par chémoluminescence à la station 1 de la ville de Montréal (15.13-32.25 $\mu g/m^3$), hormis les résultats d'un des échantillonneurs qui avait été placé par mégarde au congélateur la veille de l'installation (n =5, r=0.95, slope=1.17, intercept=3.29 $\mu g/m^3$).

3.3 Intensité de la circulation de véhicules routiers

Le tableau 1 présente l'intensité de la circulation de véhicules mesurée aux quatre sites.

Tableau 1

Moyenne des comptages journaliers (24 heures) de véhicules routiers, de jours de semaine des quatre sites d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

	Moyenne des comptages (véhicules/jour)
Site 1	978.3 ± 96.4
Site 2	20 456.5 ± 781.4
Site 3	32 713.0 ± 1 332.7
Site 4	
-sur l'artère collectrice (rue Crémazie)	19 136.8 ± 1 080.4
-sur l'autoroute Métropolitaine	>150 000.0

[1] Les comptages effectués sur l'autoroute Métropolitaine durant les jours d'échantillonnage étaient de 162 237 ± 13 596 véhicules/jour à l'est du Site 4 et 176 771 ± 14 294 véhicules/jour à l'ouest du Site 4.

Le Site 1 correspond à un site « bruit de fond » tel que défini dans l'étude européenne TRAPCA : site qui n'est pas substantiellement influencé par des sources (dans un cercle de 50 m autour du site, moins de 3 000 véhicules automobiles doivent circuler par jour et aucune autre source importante de gaz et particules de combustion ne doit être présente) (Hoek et al., 2002b). La proportion de véhicules lourds variait de 4 % à 7 % ; la plus importante proportion étant observée le long de l'artère collectrice située de façon adjacente à l'autoroute Métropolitaine surélevée. Selon la Direction de l'Île-de-Montréal du ministère des Transports du Québec, de façon générale la proportion de véhicules lourds varie de 7 à 12 % sur le réseau autoroutier de l'île de Montréal.

3.4 Variations spatiales et temporelles

Le tableau 2 présente les niveaux journaliers de PM2.5, les niveaux des coefficients d'absorption des filtres de PM2.5 et les niveaux de NO_2 qui ont été mesurés aux quatre sites résidentiels. Les niveaux de PM2.5 étaient très homogènes aux sites de mesures. Au contraire, un gradient spatial a été observé entre les sites pour ce qui est des niveaux de coefficient d'absorption des filtres de PM2.5 et pour les niveaux de NO_2. Des différences statistiques ($p<0.05$) ont été notées uniquement entre le Site 1 et le Site 3 et entre le Site 1 et le Site 4.

Tableau 2.

Moyenne journalière des niveaux de PM2.5, du coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM2.5 et des niveaux de NO_2 mesurés dans la zone respiratoire à quatre sites de mesures d'un quartier résidentiel urbain à Montréal

	PM2.5 (µg/m³)			Coefficient d'absorption ($10^5 m^{-1}$)			NO_2 (µg/m³)		
	Moyenne (ET[1])	*Médiane*	*Étendue (n)*	*Moyenne (ET)*	*Médiane*	*Étendue (n)*	*Moyenne (ET)*	*Médiane*	*Étendue (n)*
Site 1	12.40 (7.85)	10.50	1.85-34.98 (33)	1.18 (0.61)	1.08	0.33-2.95 (33)	37.73 (10.80)	34.66	20.80-59.78 (15)
Site 2	13.72 (8.35)	11.12	3.48-35.81 (30)	1.42 (0.69)	1.21	0.28-3.34 (30)	43.54 (11.56)	41.29	23.82-63.35 (15)
Site 3	13.35 (7.90)	10.67	1.60-32.97 (35)	1.63[3] (0.66)	1.53	0.67-3.30 (35)	47.20[2] (11.98)	50.56	22.02-64.79 (15)
Site 4	15.36 (9.65)	11.30	3.01-39.54 (34)	2.50[3] (1.21)	2.39	0.43-4.74 (34)	62.27[4] (18.42)	63.40	33.19-104.93 (15)

[1] Écart-type
[2] Niveaux significativement différents de ceux mesurés au Site 1, $p<0.05$ (t-test)
[3] Niveaux significativement différents de ceux mesurés au Site 1, $p<0.01$ (t-test)
[4] Niveaux significativement différents de ceux mesurés au Site 1, $p<0.000$ (t-test)

La figure 3 présente la variation temporelle des polluants mesurés durant les jours de semaine. Comme il a déjà été observé par le réseau RNSPA (EC-SC, 2000), les niveaux de tous les polluants sont plus élevés au milieu de la semaine. Quoique la variation temporelle était similaire à tous les sites, un gradient spatial des niveaux de coefficient d'absorption et de NO_2 étaient évident la majorité du temps (figure 3).

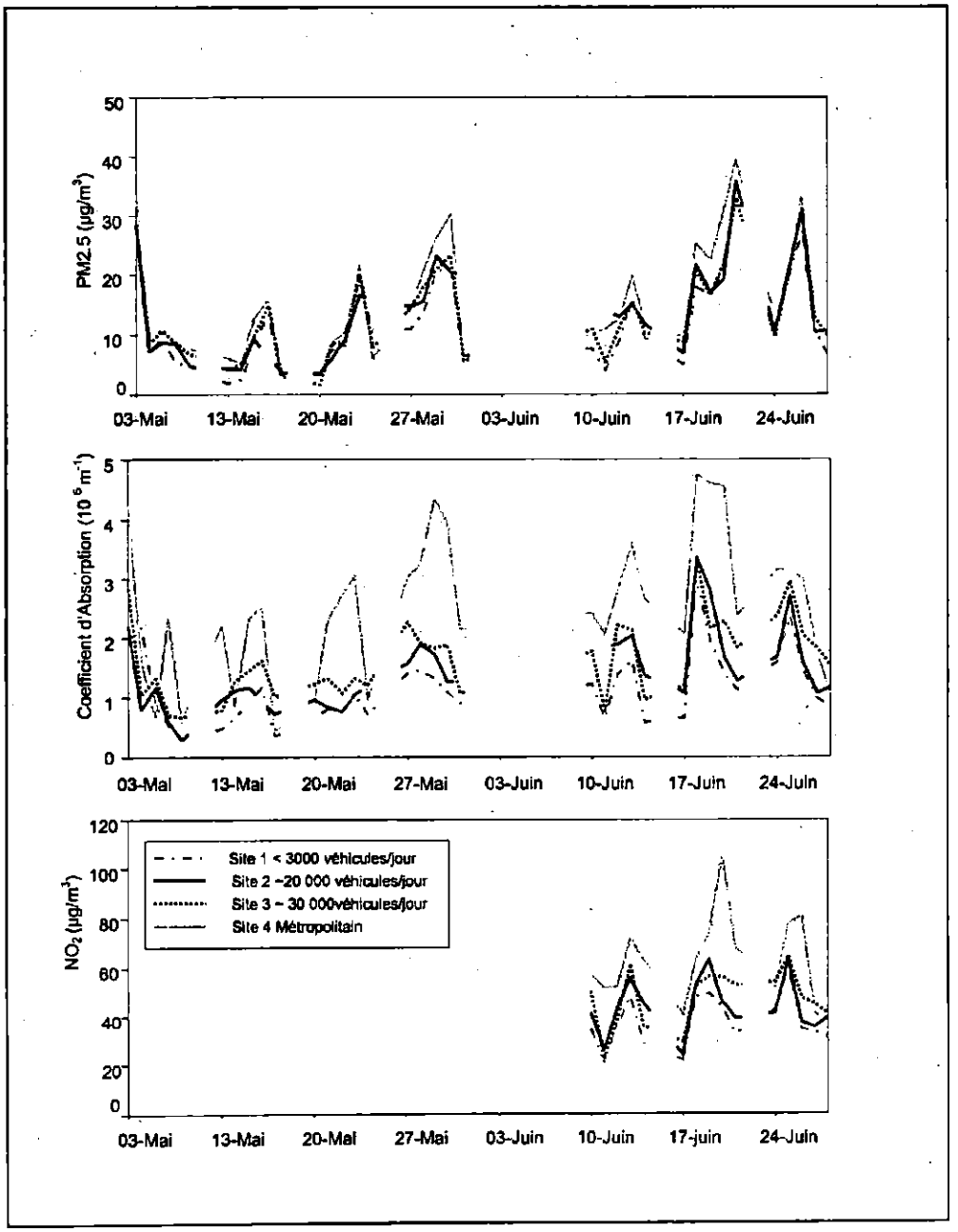


Figure 3. Variation temporelle des niveaux de polluants mesurés dans la zone respirable aux quatre sites résidentiels de Montréal présentant des intensités de circulation de véhicules différentes.

Des analyses de variance montrent que la variation des niveaux de coefficient d'absorption et de NO_2 entre les sites est plus grande que la variation au sein de chacun des sites ($p<0.0001$). Ceci n'a toutefois pas été observé pour ce qui est des niveaux de PM2.5. La différence entre les sites était plus prononcée pour le coefficient d'absorption. Le ratio de la variance inter-site/intra-site (valeur de F value) était de 16.2 pour le coefficient d'absorption et de 9.0 pour le NO_2.

3.5 Comparaison des stratégies d'échantillonnage des particules

3.5.1. Comparaison entre échantillonnage intermittent et journalier des particules

La figure 4 présente les niveaux de PM2.5 obtenus avec l'échantillonnage intermittent (quinze minutes à chaque heure durant cinq jours) et les niveaux de PM2.5 des cinq jours correspondant à chacune des semaines de l'échantillonnage intermittent. Des résultats similaires ont été observés avec les niveaux de coefficient d'absorption des filtres de PM2.5.

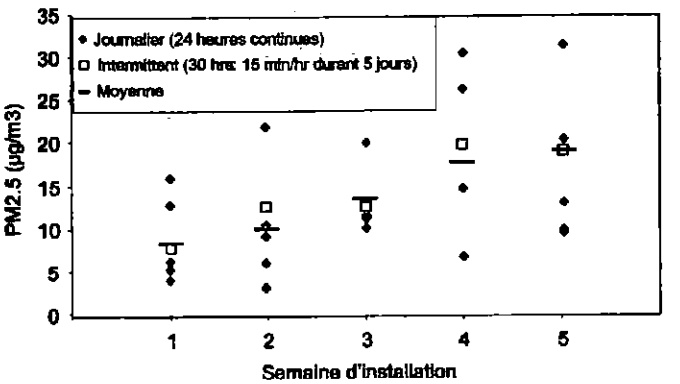


Figure 4. Niveaux de PM2.5 journaliers ou hebdomadaire mesuré de façon intermittente (quinze minutes à chaque heure). À noter que les semaines sont présentées en ordre croissant d'importance des niveaux.

Pour les niveaux de PM2.5 et pour les niveaux de coefficient d'absorption, la stratégie d'échantillonnage intermittent a produit des valeurs similaires à la moyenne des cinq valeurs journalières correspondant à la semaine d'échantillonnage. La médiane des valeurs journalières des niveaux de PM2.5 était de 12.50 (étendue 8.76-19.42) $\mu g/m^3$ tandis que la médiane des valeurs de l'échantillonnage intermittent était de 13.02 (étendue 7.73-19.74) $\mu g/m^3$. Les valeurs correspondantes pour les niveaux de coefficient d'absorption des filtres de PM2.5 étaient de 2.19 (étendue 2.17-3.47) x 10^5 m^{-1} pour l'échantillonnage journalier et de 2.14 (étendue 1.67-3.36) x 10^5 m^{-1} pour l'échantillonnage intermittent.

3.5.2 Échantillonnage simultané des particules à chaque site

Puisqu'il est très coûteux d'échantillonner les particules à plusieurs sites en même temps, certains chercheurs ont proposé une approche pour corriger les données pour la variation temporelle, lorsque l'échantillonnage n'était pas simultané à chaque site. Cette approche requiert toutefois qu'au moins un échantillonneur de particules fonctionne durant la période complète de collecte de données (site fixe), de façon à ajuster les valeurs à chaque site aux valeurs de ce site fixe. Un ratio d'ajustement peut être calculé ainsi, pour nos moyennes hebdomadaires de particules:

Ratio d'ajustement : $\frac{\text{moyenne des niveaux pour une semaine au site fixe}}{\text{moyenne des niveaux pour l'ensemble de la période au site fixe}}$

Les niveaux mesurés aux différents sites à des périodes différentes sont ensuite divisés par ce ratio, ce qui conduit à l'augmentation de la valeur mesurée si la mesure a été effectuée à une période où les niveaux sont plus faibles que la moyenne de la période, ou à une diminution si l'opposé est vrai.

Puisque nous avons échantillonné à chaque site de façon simultanée, nous avons exploré la validité de cette correction dans la comparaison des niveaux observés entre sites. Cette comparaison a été effectuée pour le coefficient d'absorption puisqu'un gradient a été observé entre les sites pour les niveaux journaliers. La figure 5 présente, pour les niveaux de coefficient d'absorption, les moyennes hebdomadaires mesurées et les moyennes hebdomadaires ajustées aux niveaux hebdomadaires mesurés au Site 1 (site « bruit de fond ») de même que les niveaux bihebdomadaires. Les moyennes des niveaux de PM2.5 ne sont pas rapportées puisque les différences entre les sites sont limitées. Il est évident que la variation temporelle est moins grande lorsque la période d'intégration est plus longue (deux semaines vs une semaine).

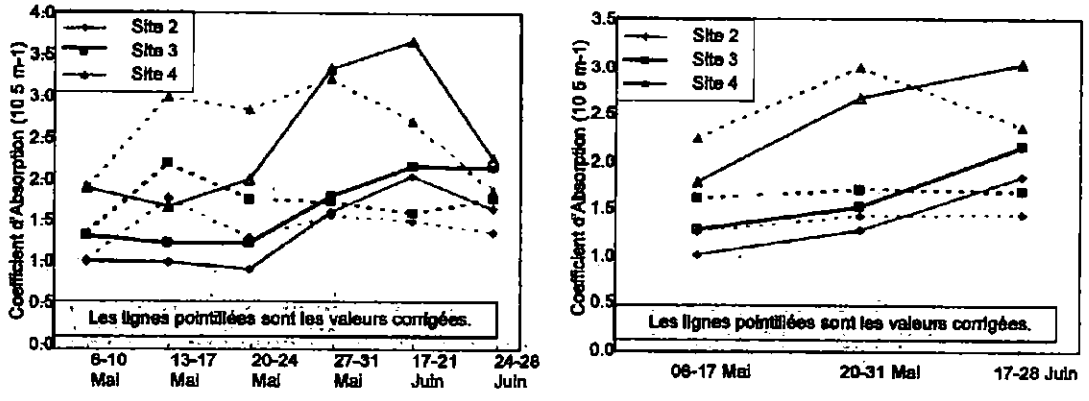


Figure 5. Comparaison entre mesures de coefficient d'absorption et valeurs corrigées pour la période.

3.6 Estimation de la population habitant le long d'artères routières importantes

Puisqu'une variation spatiale des niveaux de coefficient d'absorption a été observée, nous avons tenté d'estimer le nombre de ménages habitant le long d'artères routières d'intensités de circulation importantes et pouvant ainsi être soumis à des niveaux de polluants plus élevés que les niveaux « bruit de fond ». Ainsi, dans un premier temps, nous avons sélectionné tous les tronçons uni- ou bidirectionnels du modèle du Ministère des Transports présentant des estimés d'intensité de circulation, entre 6 h et 9 h AM, de plus de 2 500 véhicules lourds et légers.

Avant de sélectionner les tronçons présentant des estimés d'intensité de circulation de plus de 2 500 véhicules, nous avons dû, pour les routes bidirectionnelles, faire la somme des estimés de l'intensité de circulation des deux segments unidirectionnels parallèles. Pour calculer cette somme, nous avons extrait, pour tous les liens du fichier du Ministère des Transports, les identificateurs des nœuds de début et de fin. Ensuite, nous avons joint les segments bidirectionnels lorsque le noeud de début d'un segment directionnel était identique au nœud de

fin d'un autre segment directionnel et vice-versa pour l'autre noeud. À ces segments bidirectionnels, nous avons associé la somme des estimés des intensités de circulation. Les tronçons unidirectionnels ont, quant à eux, conservé l'estimé de l'intensité de circulation du lien unique les représentant.

La borne de 2 500 véhicules a été fixée afin de sélectionner tous les tronçons où la circulation était supérieure à celle observée à notre Site 2. Au Site 2, l'estimé de l'intensité de circulation du tronçon se dirigeant vers le centre-ville, selon le modèle du Ministère des Transports, est d'environ 1 500 véhicules et d'environ 800 véhicules dans le sens inverse. Ce qui donne un volume total de 2 300 véhicules. Tous les tronçons sélectionnés sur la base de ce critère présentent donc un estimé d'intensité de circulation supérieur à cette valeur.

Nous avons aussi créé une catégorie contenant les tronçons de route dont l'estimé de l'intensité de circulation était supérieure à 8 000 véhicules. Cette catégorie devait se comparer au tronçon sur lequel était localisé notre Site 3 (les estimés des deux tronçons se dirigeant vers le centre-ville et dont la jonction se trouve devant le Site 3 sont de 4 650 et 4 860, selon le modèle du Ministère des Transports). Les sommes des estimés d'intensité de circulation dans les deux directions, à la hauteur de ce site, sont respectivement de 7 500 et 7 980 véhicules.

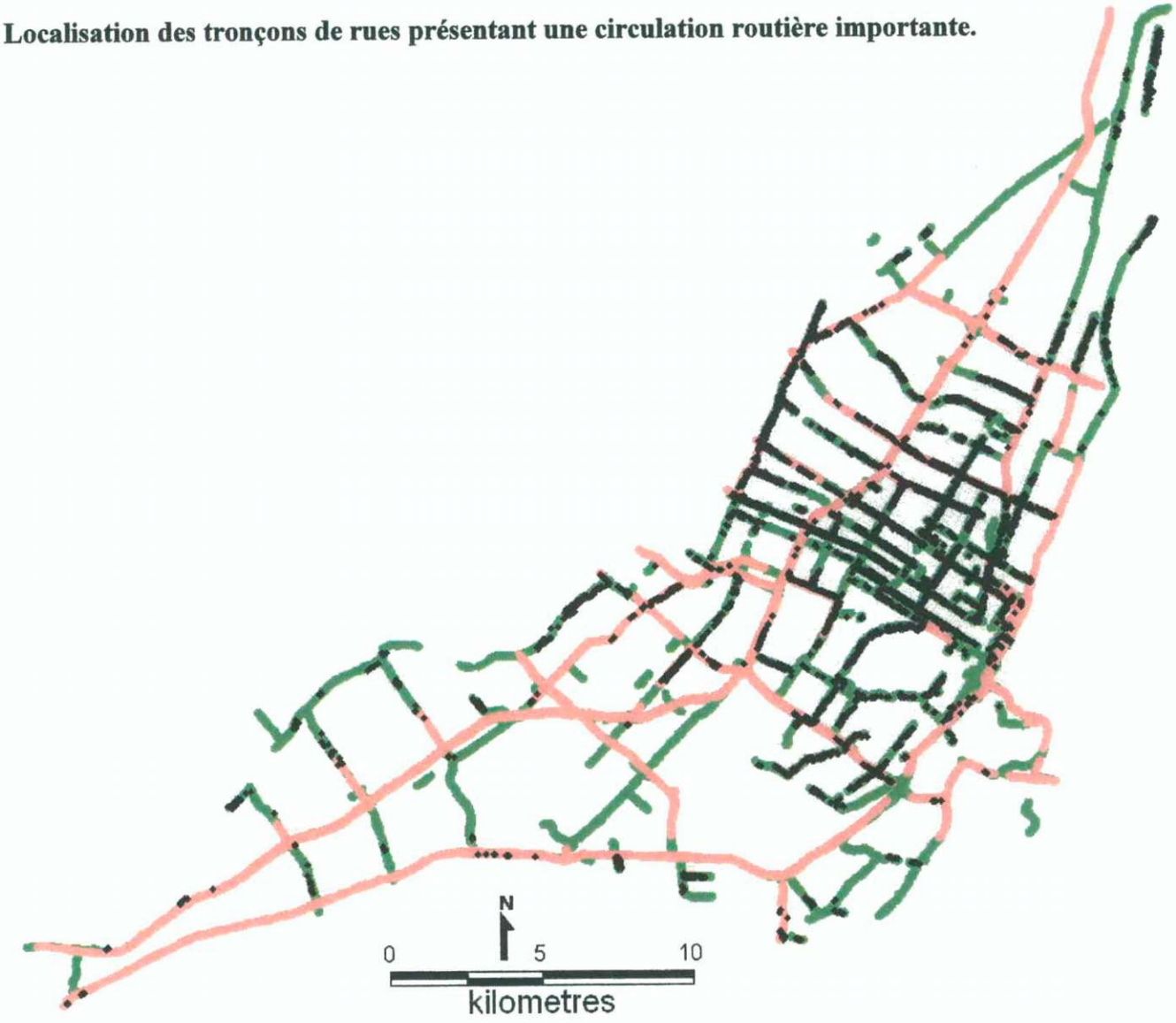
Par la suite, nous avons récupéré les segments de la Géobase correspondant aux tronçons du fichier du Ministère des Transport sélectionnés. Ceci a été effectué à l'aide d'une zone tampon de 15 m[8], à partir de notre extrait de la Géobase (voir méthode). Une attention particulière a été accordée aux tronçons des autoroutes puisque la majorité des autoroutes sont constituées de liens construits à partir de nœuds différents. Il est donc impossible de faire automatiquement la somme des estimés d'intensité de circulation de tronçons parallèles[9].

La figure 6 présente des tronçons routiers en rouge et en vert. En rouge, on retrouve les tronçons dont l'estimé de l'intensité de circulation à l'heure de pointe du matin est supérieure à 8 000 véhicules (estimé par le modèle du Ministère des Transport) dans une ou deux directions. En vert, on retrouve les tronçons dont l'estimé de l'intensité de circulation dans une ou deux directions à l'heure de pointe est comprise entre 2 500 – 8 000 véhicules.

Environ 2 800 comptes fonciers résidentiels[10] sont localisés sur les tronçons en rouge (trafic cumulé >8 000 véhicules), regroupant plus de 14 900 unités de logements. Plus de 12 700 comptes fonciers, soit 61 500 unités de logis, sont sur les tronçons en vert[11]. Cela représente respectivement 1.7 % et 7,1 % de l'ensemble des unités de logement de la ville de Montréal.

[8] Certaines opérations d'édition manuelle furent nécessaires afin de nettoyer ou de compléter le fichier résultant.
[9] Nous nous sommes aussi assurés de ne pas compter deux fois les comptes fonciers localisés le long d'autoroutes.
[10] Au moins 75 % de la valeur monétaire du compte est résidentielle.
[11] Il faut noter que seule une proportion de ces ménages habiteront les unités de logement du premier étage soumis potentiellement à des niveaux de polluants plus élevés.

Figure 6. Localisation des tronçons de rues présentant une circulation routière importante.



4. Discussion

Dans la présente étude, l'échantillonnage intégré sur 24 heures des niveaux de PM2.5, du coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli les PM2.5 et du NO_2 a été effectué à quatre sites résidentiels de la ville de Montréal soumis à des intensités de circulation de véhicules différentes. Un gradient des niveaux a été noté entre les quatre sites tant pour le coefficient d'absorption que pour le NO_2 (tableau 2), reflétant l'importance du trafic comme source locale d'exposition[12]. Les niveaux de PM2.5 étaient similaires à tous les sites tel qu'attendu. La moyenne des niveaux de PM2.5 mesurés à notre Site 1 (« bruit de fond ») et 4 (autoroute) est similaire aux niveaux moyens annuels des sites « bruit de fond » et « trafic » de l'étude TRAPCA récemment mesurés à Munich (Hoek et al., 2002b).

Si on compare les niveaux de coefficient d'absorption de notre étude avec ceux de l'étude TRAPCA, on remarque que les niveaux qui ont été mesurés au Site « trafic » résidentiel urbain (Site 3, environ 30 000 véhicules par jour) étaient 40 % plus élevés qu'au site urbain « bruit de fond » (Site 1), exprimés comme le pourcentage du site « bruit de fond ». Cette valeur est similaire à la différence observée entre site urbain « bruit de fond » et site « trafic » de Munich (31 %) (Hoek et al., 2002b). Par contre, l'intensité de trafic à Munich n'a pas été rapportée. Le gradient de coefficient d'absorption observé à Amsterdam (mesuré au niveau de la rue) entre une rue d'intensité de circulation similaire à notre Site 3 (environ 30 000 véhicules par jour) et un site « bruit de fond » était environ trois fois le gradient observé entre notre Site 3 et notre site « bruit de fond » (Roemer and Wijnen, 2001).

Si on compare les données du présent rapport à celles de Lena et al. (2002) effectuées à New York, on remarque que leur gradient de coefficient d'absorption était plus prononcé que le nôtre. De plus, leurs niveaux de coefficient d'absorption étaient reliés à la proportion de circulation de véhicules lourds. Les sites sélectionnés à New York l'ont été spécifiquement en raison de leur localisation dans un secteur considérablement influencé par les émissions des véhicules au diesel ; la proportion de véhicules lourds étant plus grande que 20 % à trois sites situés sur des itinéraires de camions. De plus à New York, l'échantillonnage a été effectué uniquement durant le jour, ce qui pourrait expliquer en partie la différence plus marquée observée entre les sites.

En excluant les « points chauds » similaires aux sites sélectionnés à New York, on peut penser que le gradient de coefficient d'absorption entre nos Sites 1 et 3 peut représenter l'étendue de l'exposition de la grande majorité de la population de Montréal. Il est intéressant de noter qu'à Montréal, comme en Europe, un gradient de coefficient d'absorption a été noté. Il est toutefois impossible, à partir de nos résultats, d'estimer la contribution des émissions des véhicules au diesel.

Le NO_2 a déjà été utilisé comme un indicateur des émissions de la circulation de véhicules routiers (ex. : Briggs et al., 2000; Rijnders et al., 2001). La différence observée pour les niveaux de NO_2 entre notre Site 4 (autoroute) et notre site « bruit de fond » urbain (Site 1) (environ 80 %

[12] La différence entre les niveaux, au Site 1 et au Site 2, de NO_2 et de coefficient d'absorption des filtres ayant recueilli des PM2.5, n'était pas statistiquement significative. Il est important de mentionner que le Site 1 n'était séparé du Site 2 que d'environ 100 m, par une rangée de maisons. La proximité des émissions de la circulation de véhicules du Site 2 a peut-être influencé les niveaux mesurés au Site 1. Toutefois il est reconnu que les polluants associés aux transport routier présente une variabilité substantielle à une distance de moins de 50 m de la route (Monn, 2001; Roorda-Knape et al., 1998).

de différence entre les médianes) est similaire au gradient observé entre deux sites situés à 15 m et 305 m d'une autoroute des Pays Bas (Roorda-Knape et al., 1998).

Des modèles de régression utilisant des déterminants avec références spatiales (Regression Mapping) comme la densité de la circulation, ont récemment été utilisés pour estimer l'exposition de la population aux polluants associés à la circulation de véhicules routiers (Briggs et al., 2000; Hoek et al., 2002b). Une telle approche peut être appliquée uniquement s'il existe une variabilité spatiale des niveaux de polluants. Notre étude montre qu'il existe une variabilité spatiale notable pour les niveaux de coefficient d'absorption en fonction de l'intensité de la circulation de véhicules routiers non seulement lorsque la proportion de véhicules lourds est grande, et aussi à une échelle locale au sein d'une ville. Ceci suggère qu'un modèle similaire à celui utilisé dans l'étude TRAPCA (Hoek et al., 2002b) pourrait être utilisé pour estimer l'exposition de la population aux polluants émis par le transport routier à une échelle locale en Amérique du Nord.

Dans un tel modèle, un échantillonnage intermittent sur une période prolongée pourrait être utilisé pour simplifier la collection d'échantillons dans une grande région et les coûts de l'échantillonnage. Ceci, puisqu'il existe une concordance entre l'échantillonnage journalier et intermittent. Une telle concordance a aussi été rapportée par Hoek et al. (2002b). La période d'échantillonnage (intégré) devrait être la plus longue possible si l'échantillonnage n'était pas effectué de façon simultanée à chaque site, pour réduire la variabilité temporelle et permettre d'observer des différences entre sites. Malgré qu'il soit plus simple d'effectuer un échantillonnage intégré sur une longue période, des effets sanitaires pourraient être occasionnés par la fréquence d'exposition à des valeurs très hautes pour une courte période. En raison de l'importance de la variabilité temporelle des mesures journalières des polluants (figure 3), plus d'importance devrait être donnée à la fréquence d'exposition à des niveaux élevés, outre les valeurs moyennes d'exposition, pour prédire l'apparition d'effets chroniques.

La fraction de carbone élémentaire de la matière particulaire est le type principal de particules de diamètre de moins d'un micromètre qui résulte de la combustion (Lighty et al., 2000). Les particules de moins d'un micromètre de même que les niveaux de coefficient d'absorption varient avec l'intensité de la circulation de véhicules routiers (Hoek et al., 2002b; Zhu et al., 2002). Jusqu'à maintenant, les effets cardio-respiratoires aigus associés à une exposition aux particules ont surtout été étudiés à l'aide de séries chronologiques. L'existence d'un gradient spatiale dans les niveaux de coefficients d'absorption avec l'intensité de la circulation de véhicules routiers, comme indicateur d'exposition aux particules émises par les véhicules automobiles, peut aussi permettre l'étude des effets chroniques dans un environnement urbain et aider à la définition de niveaux auxquels des effets aigus et chroniques peuvent être attendus. Les études de séries chronologiques ne permettent pas d'examiner ces aspects.

Bien que nos mesures suggèrent qu'il existe un gradient spatial des niveaux ambiants de pollution dans un secteur urbain, et qu'une proportion importante de la population pourrait être exposée à des niveaux plus élevés que les niveaux retrouvés à un site « bruit de fond », il n'est pas clair si un tel gradient existe aussi pour l'exposition des individus qui ne se retrouvent évidemment qu'une faible fraction de leur temps sur le balcon de leur résidence. Des estimés de niveaux de carbone élémentaire dérivés du coefficient d'absorption étaient plus élevés à l'intérieur de maisons situées le long de routes importantes à Amsterdam (Fischer et al., 2000). Une étude récente effectuée dans quatre villes européennes a aussi observé que les estimés de carbone élémentaires mesurés à l'extérieurs des habitations expliquaient une proportion importante de la variation des niveaux intérieurs (86 %) (Gotschi et al., 2002). Ainsi l'exposition des individus au carbone élémentaire et aux particules de moins d'un micromètre pourrait être plus élevée pour ceux habitant le long d'artères principales.

5. Conclusions

La présente étude pilote a été effectuée en vue de vérifier la faisabilité d'entreprendre une étude à l'échelle de l'île de Montréal pour estimer l'exposition de la population aux particules émises par le transport routier. Puisqu'une variation spatiale des niveaux de coefficient d'absorption a été vérifiée, il serait possible d'estimer l'exposition de la population en utilisant un modèle simple de régression avec prédicteurs géoréférencés (Regression Mapping). L'échantillonnage pourrait être effectué sur une période prolongée puisque l'étude pilote a démontré qu'une mesure intégrée sur une période d'une semaine correspond bien à la moyenne des valeurs journalières. Si l'échantillonnage n'était pas effectué de façon simultanée à chaque site, lorsqu'un site est échantillonné une mesure intégrée sur une période d'au moins deux semaines serait à préconiser puisque la variabilité temporelle se trouve réduite par l'intégration dans le temps.

Finalement, il semble possible d'entreprendre une étude épidémiologique visant à estimer les risques associés aux émissions du transport routier puisqu'une partie importante de la population montréalaise demeure sur des rues dont les niveaux de pollution sont potentiellement supérieurs aux niveaux retrouvés à un site « bruit de fond ».

RÉFÉRENCES

Babich P, Davey M, Allen G, Koutrakis P. Method Comparisons for Particulate Nitrate, Elemental Carbon, and $PM_{2.5}$ Mass in Seven U.S. Cities. Journal of the Air & Management Association 2000; 40:1095-1105.

Brauer M, Hoek G, Van Vliet P, Meliefste K, Fischer PH, Wijga A, Koopman LP, Neijens HJ, Gerritsen J, Kerkhof M, Heinrich J, Bellander T, Brunekreef B. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. Am J Respir Crit Care Med 2002; 166:1092-8.

Briggs DJ, de Hoogh C, Gulliver J, Wills J, Elliot P, Kingham S, Smallbone K. A Regression-based Method for Mapping Traffic-related Air Pollution : Application and Testing in Four Contrasting Urban Environments. Sci Tot Environ 2000; 253:151-167.

Buckeridge DL, Glazier R, Harvey BJ, Escobar M, Amrhein C, Frank J. Effect of motor vehicle emissions on respiratory health in an urban area. Environ Health Perspect 2002; 110:293-300.

Cyrys J, Heinrich J, Hoek G, Meliefste K, Lewne M, Gehring U, Bellander T, Fischer P, van Vliet P, Brauer M, Wichmann H-E, Brunekreef B. Comparison between different traffic-related particle indicators: Elemental carbon (EC), PM(2.5) mass, and absorbance. J Expo Anal Environ Epidemiol 2003; 13:134-143.

Edwards J, Walters S, Griffiths RK. Hospital admissions for asthma in preschool children: relationship to major roads in Birmingham, United Kingdom. Arch Environ Health 1994; 49:223-227.

Environnement Canada, Santé-Canada (EC-SC). Liste de substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation: Particules inhalables de 10 microns ou moins, partie 1, 2000.

Fisher PH, Hoek G, van Reeuwijk H, Briggs DJ, Lebret E, van Wijnen JH, Kingham S, Elliott PE. Traffic-related Differences in Outdoor and Indoor Concentrations of Particles and Volatile Organic Compounds in Amsterdam. Atmos Environ 2000; 30:3713-3722

Gotschi T, Oglesby L, Mathys P, Monn C, Manalis N, Koistinen K, Jantunen M, Hanninen O, Polanska L, Kunzli N. Comparison of black smoke and PM2.5 levels in indoor and outdoor environments of four European cities. Environ Sci Technol 2002; 36:1191-1197.

Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. Lancet 2002a; 360(9341):1203-1209.

Hoek G, Meliefste K, Cyrys J, Lewne M, Bellander T, Brauer M, Fischer P, Gehring U, Heinrich J, van Vliet P, Brunekreef B. Spatial variability of fine particle concentrations in three European areas. Atmos Environ 2002b; 36:4077-4088.

ISO Ambient air-determination of a black smoke index. International Organisation for Standardisation. International Standard 9835-1993 (E), 1993.

Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B. Assessment of exposure to traffic related pollution of children attending schools near motorways. Atmos Environ 2001; 35:3875-3884.

Janssen NAH, van Mansom DFM, van der Jagt K, Harssema H, Hoek G. Mass Concentration and Elemental Composition of Airborne Particulate Matter at Street and Background Locations. Atmos Environ 1997; 31:1185-1193.

Kinney PL, Aggarwal M, Northridge ME, Janssen NAH, Shepard P. Airborne Concentrations of $PM_{2.5}$ and Diesel Exhaust Particles on Harlem Sidewalks: A Community-Based Pilot Study. Environ Health Perspect 2000; 108:213-218.

Lena TS, Ochieng V, Carter M, Holguin-Veras J, Kinney PL. Elemental carbon and PM(2.5) levels in an urban community heavily impacted by truck traffic. Environ Health Perspect 2002; 110:1009-1015.

Lighty JS, Veranth JM, Sarofim AF. Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health. J Air & Waste Manage Assoc 2000; 50:1565-618.

Marple VA, Rubow KL, Turner W, Spengler JD. Low flow rate sharp cut impactors for indoor air sampling: design and calibration. J Air Poll Ctrl Assoc 1987; 37:1303-1307.

Maynard RL and Waller R. Carbon Monoxide. In: Holgate, ST, Samet, J, Koren, HS and Maynard, RL, eds. *Air Pollution and Health*, Academic Press: San Diego, 1999, pp. 749-796.

Monn C. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. Atmos Environ 2001; 35:1-32.

Rijnders E, Janssen NA, van Vliet PH, Brunekreef B. Personal and outdoor nitrogen dioxide concentrations in relation to degree of urbanization and traffic density. Environ Health Perspect 2001; 109 Suppl. 3:411-417.

Rich K. An epidemiological analysis and exposure assessment of air pollution in patients with implanted cardiac defibrillators, MSc Thesis, The University of British Columbia, Canada, 2002.

Roemer WH, van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. Epidemiology 2001; 12:649-653.

Roorda-Knape MC, Janssen NAH, de Hartog JJ, van Vliet PHN, Harssema H, Brunkekreef B. Air Pollution from Traffic in City Districts Near Major Motorways. Atmosph Environ 1998; 32:1921-1930.

Turner WA, Olson BA, Allen GA. Calibration of Sharp Cut Impactors for Indoor and Outdoor Particle Sampling. Journal of the Air & Waste Management Association 2000; 50: 484-487.

Yanosky JD, Machintosh DL. A Comparison of Four Gravimetric Fine Particle Sampling Methods. Journal of the Air & Waste Management Association 2001; 51: 878-884.

Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. J Air Waste Manag Assoc 2002; 52:1032-1042.

ANNEXES

ANNEXE 1

Procédures d'opérations standards (SOP)

Échantillonnage des $PM_{2.5}$ avec « Harvard Impactors »

Équipement et matériel

- Impacteur (base, pied, plaquette, nez, tête d'échantillonnage)
- Plaquettes de surplus
- Adapteur pour calibration
- « O-rings » de surplus
- Pompes et chargeurs
- Cassettes (37 mm)
- « Drain disks » (37 mm PE drain disk; Whatman 230800)
- Support en cellulose pour filtres
- Filtres (37 mm, 2 µm pore size, filtres Andersen en Téflon avec poly anneau de support, no. SA240PR100)
- Burette à bulles (« Bubble flow meter »)
- Équipement pour installer les impacteurs sur le terrain (vis, tournevis, clé à molette, câbles, pinces)
- Papier absorbant
- Coffres à pêche isolés
- Tube « Tygon »
- Pinces
- Cassette test
- Programmeur et câble
- Pétris (diamètre d'au moins 55 mm) pour transporter et entreposer les filtres
- Huile de silicone (Grade 316, pas moins visqueuse pour les plaquettes)
- Pinces à têtes plates (pour insérer les filtres dans les cassettes en laboratoire)
- Réfrigérateur
- Éthanol
- Feuille de terrain pour le terrain
- Montre

Procédures

Préparations avant le terrain (Environnement Canada s'occupe de peser les filtres selon leurs procédures habituelles)

Vérification du contrôle du flux des pompes

- Vérifier qu'il est possible de faire fonctionner les pompes à un flux de 4lpm sans arrêt durant cinq jours consécutifs.

Vérification de l'indicateur du temps d'échantillonnage « elapsed time indicator »

- Comparer le temps de fonctionnement qu'indiquent différentes pompes qui fonctionnent simultanément. Le temps ne doit pas différer de plus de 5 minutes pour une période de 24 heures.

Vérification de la burette à bulles

- Comparer la burette à bulles à une autre burette avant et après la période de deux mois de terrain.

Installation de l'équipement avant le début de l'échantillonnage

- Les sites sont choisis sur la base des critères énoncés au protocole (sauf la distance d'un arbre).
- Les échantillonneurs doivent être placés à 1 m d'un mur, de 1,5 à 3 m du sol et au moins à 1,5 m de la surface sur laquelle ils sont déposés.
- Insérer en ordre un « O-ring » sur la base de l'impacteur, une cassette avec un filtre pré-pesé et un « drain disk ». Le filtre doit avoir face vers le haut par rapport à la base de l'impacteur (face vers l'entrée d'air pour recevoir le flux d'air).
- L'entrée d'air de l'impacteur doit être placée à l'envers (entrée d'air vers le bas, la base de l'impacteur vers le haut, pour limiter la condensation dans l'impacteur)
- Connecter la base de l'impacteur à l'entrée d'air de la pompe.

Au début de chaque semaine et avant l'installation du « Harvard Impactor », pour comparaison « FRM »[1]

Programmation des pompes « ALPHA[2]*» pour l'échantillonnage 24 heures pour la comparaison avec le site « FRM » et pour l'échantillonnage intermittent type « TRAPCA » (Total 30 heures, 15 min à chaque heure)*[3]

- Allumer le programmeur et mettre sur « set up mode » avec le bouton gauche. Le programmeur devrait indiquer « EP-1 » (si ce n'est pas ce qui est indiqué, allumer et fermer jusqu'à ce que ce soit ce qui est écrit).
- La petite lumière rouge se situe alors près de « time of day ». Indiquer l'heure (utilisant 24 heures). (si ce n'est pas ce qui est indiqué, allumer et fermer jusqu'à ce que la lumière indique « time of day »). Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « start time ». Indiquer 00.00 pour la comparaison avec le site « FRM ». Pour l'échantillonnage type « TRAPCA », indiquer quelques minutes plus tard que l'heure actuelle (ex. : 10 h 15 s'il est 10 h 0). Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « set flow rate ». Indiquer 4 000. Pousser les flèches.
- La lumière rouge indique « set run time ». L'écran indique « cont ». Pour la comparaison au site « FRM », indiquer 24.00. Pour l'échantillonnage type « TRAPCA », ne rien modifier. Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « set low flow time ». Laisser le « default » de 2:00 min. Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « intermittent run » et l'écran indique « cont ». Pour la comparaison au site « FRM », ne rien modifier ; pour l'échantillonnage type « TRAPCA », indiquer 15:00. Pousser la flèche vers le bas.
- La lumière rouge indique « time of day ».
- Allumer la pompe en pressant le bouton « on ». L'écran indique « hold ». Connecter le câble à la pompe et au programmeur.
- Mettre le bouton du programmeur « set up mode » à « send mode ».
- Peser la touche « send » du programmeur. Sur la pompe l'écran doit indiquer « PGrn ».
- Si la pompe n'accepte pas le programme et continue d'indiquer « hold », peser sur le bouton « on » de la pompe. La pompe indiquera « standby ». À ce moment, peser deux fois dans l'espace d'une seconde sur le bouton « reset » de la pompe et essayer d'envoyer le programme du programmeur à nouveau.
- Le problème le plus fréquent avec le programmeur est que les éléments n'ont pas été entrés dans la bonne séquence. Essayer de nouveau. Si ça ne fonctionne pas, changer de batterie.

[1] On utilise l'appellation « FRM » le site de la ville de Montréal qui échantillonne les particules avec un Partisol.

[2] Si une erreur est faite lors de la programmation, peser le bouton « reset » et entrer la valeur à nouveau.

[3] Dans l'étude TRAPCA, l'échantillonnage était effectué 15 minutes à toutes les deux heures et ce, pour une période de deux semaines.

Préparations de la journée avant le terrain (PM)

Placer les filtres et les « drain disks » dans les cassettes

- .Utiliser des pinces (nettoyées avec de l'éthanol) pour placer le « drain disk » et le filtre en téflon pré-pesé[4] dans la cassette. Porter un sarrau. Travailler au dessus d'une feuille d'aluminium.
- Vérifier qu'il n'y a pas de trous sur les filtres.
- Les filtres qui sont insérés dans la cassette doivent avoir été pesés au plus 30 jours avant d'être installés sur le terrain.
- Premièrement, placer le support de cellulose sur une soucoupe de cassette et rincer les pinces à l'éthanol. Ceci peut être fait en série pour plusieurs cassettes.
- Placer ensuite le « drain disk » sur le support de cellulose Les « drain disks » et les supports de cellulose peuvent être réutilisés mais doivent être changés à tous les lundis.
- Placer le filtre en téflon avec l'anneau de support face vers le haut par dessus le « drain disk ».
- Placer ensuite la deuxième soucoupe de la cassette par dessus le filtre et fermer.
- Placer le tout dans un nouveau pétri. Conserver le pétri initial pour le retour des filtres à Environnement Canada.
- Identifier la cassette avec l'identificateur de Environnement Canada sur le dessus, pour s'assurer que la cassette sera insérée correctement dans l'impacteur sur le terrain. Ajouter « dup » (Duplicata), « bl » (Blanc), « FRM » ou « TRAPCA » selon le cas, de même que « A » (Site Iberville), « B » (Site Molson), « C » (Site St-Michel) ou « D » (Site Métropolitain sur Molson).
- Maintenant la cassette peut être transportée sur le terrain dans le pétri.

Nettoyer et huiler les plaquettes

- Utiliser de l'eau chaude savonneuse pour nettoyer les plaquettes (neuves ou déjà utilisées), rincer à l'eau Ultra pure cinq fois puis à l'éthanol une fois.
- Sécher durant plusieurs heures les plaquettes avec le côté poreux face en bas, sur du papier absorbant (il faut enlever les particules mais c'est correct s'il reste de l'huile). Couvrir.
- Déposer UNE goutte d'huile de silicone (Grade 316) sur le côté poreux de la plaquette. La plaquette absorbe l'huile; elle ne sera donc peut-être pas visible après quelques minutes (ne pas ajouter plus d'huile pour en voir parce que s'il y a trop d'huile, elle pourra couler dans l'impacteur).
- Mettre les plaquettes huilées dans un pétri propre pour les transporter sur le terrain.

[4] Selon les procédures habituelles de Environnement Canada avec modifications mineures : double pesée du filtre qui a échantillonné et rejet du poids si la différence est supérieure à 5µg.

Procédures sur le terrain entre 10 h et 13 h

Matériel nécessaire à chaque jour

- « O-rings » de remplacement
- Vis de remplacement
- « Harvard Impactor » qui est mobile (pour le site « FRM » ou pour le duplicata) et matériel pour l'installer (clé à molette et tournevis)
- Programmeur et câble
- Pompe et chargeur de remplacement pour chaque type de pompe et batteries « SKC »
- Batteries 9V
- « Duck tape »
- Tube « Tygon » de remplacement
- Cassettes contenant les filtres et « drain disks » dans un pétri identifié (huit le lundi et cinq ou six pour les autres jours)
- Pétris contenant les plaquettes huilées (sept le premier jour de la semaine, quatre ou cinq les autres jours)
- Pétris de remplacement
- Cassette test
- Pinces
- Burette à bulle avec adaptateur
- Feuille de terrain

Sites

Il y a quatre sites qui sont visités à tous les jours :

A. 6XXX Iberville
B. 6XXX Molson
C. 6XXX St-Michel
D. 7XXX Molson

Ces sites sont visités dans cet ordre à tous les jours de la semaine et le samedi pour collecter les filtres. **Lorsque le site « FRM » (Station 12 de la Ville) est visité pour une collecte, il est visité en premier; l'installation à ce site se fait en fin de journée.**

À la station 12 de la ville de Montréal, il y aura échantillonnage à tous les six jours, de minuit à minuit, la première date étant le 8 mai. Les filtres devront donc être installés la journée avant (soit le 7 mai) et collectés la journée après (soit le 9 mai). La journée d'avant, la pompe devra être programmée pour échantillonner de minuit à minuit.

Le site au 7XXX Molson près de l'autoroute Métropolitaine et le site situé au 6XXX St-Michel, abriteront deux échantillonneurs (un échantillonneur intermittent type « TRAPCA » et un échantillonneur pour collecte journalière).

L'échantillonneur qui sera utilisé pour le duplicata sera installé sur d'Iberville, lorsqu'il n'y aura pas d'échantillonnage au site « FRM ».

Un seul « Harvard Impactor » servira au duplicata et à l'échantillonnage à la station 12 de la ville. Ainsi quoiqu'une deuxième pompe sera laissée de façon permanente à ces deux sites, le « Harvard Impactor » sera déplacé entre ces sites.

Les feuilles de terrain indiqueront les sites à visiter, les filtres à collecter à chaque site, de même que ceux à installer (voir calendrier).

Un blanc sera installé à chaque jour. Celui du lundi sera collecté le samedi matin tandis que ceux du mardi au vendredi seront collectés le jour après. Les blancs seront laissés dans le pétri à un site d'échantillonnage, dans le coffre (voir calendrier) mais ne seront pas laissés dans un échantillonneur par manque d'équipement.

Collecte et préparation des impacteurs pour l'échantillonnage

1) À l'arrivée au site, inspecter l'équipement et noter toute irrégularité (ex. : pompe « SKC » qui est arrêtée, tubes déconnectés, travaux de construction comme réparation de toiture près du site, etc.). S'assurer que tous les tubes sont bien fixés par le « duck tape ».

Les points 2)-4) sont répétés à chaque site selon le nombre de pompes.

Le lundi, ou lors de l'installation au site « FRM » ou du duplicata, passer au point 16)

2) Ramasser le blanc dans le coffre s'il y a lieu et noter son numéro sur la feuille de terrain. Noter aussi le numéro indiqué sur le pétri pour le filtre d'échantillonnage qui se trouve dans le coffre de la pompe.
3) Si une pompe « SKC » est arrêtée, changer de pompe et passer au **point 13)** (il faut s'assurer que la lumière du chargeur est allumée). Noter le numéro de la pompe défectueuse[5]. Si une pompe « ALPHA » est arrêtée, peser les flèches jusqu'à « drun ». Le temps doit être d'environ 6 heures par jour, soit environ 360 minutes pour l'échantillonnage type « TRAPCA » et de 24 h pour l'échantillonnage au site « FRM ». Pour la pompe pour échantillonnage type « TRAPCA », si ce temps est 180 minutes de moins que ce qui est attendu, ramener la pompe à la DSP avec l'impacteur.
4) Toucher de la main le chargeur et noter s'il est chaud ou très chaud.

Les points 5)-39) sont effectués sur toutes les pompes « SKC » à chaque jour, de même que sur la pompe « ALPHA » utilisée pour la comparaison des types d'échantillonneurs au site « FRM ». Pour les pompes « ALPHA » utilisées pour l'échantillonnage type « TRAPCA », les points 5 à 15 ne sont effectués que le samedi matin.

5) Enlever la « tête » (premier morceau) de l'impacteur et installer l'adaptateur pour la burette à bulles sur le « nez » en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ».
6) Enregistrer sur la feuille de terrain l'heure (hh.mm) et l'indication sur le chronomètre. Pour les pompes « ALPHA » (échantillonnage type « TRAPCA » le samedi ou échantillonnage au site « FRM »), peser sur les flèches jusqu'à « drun » et noter le chiffre. Noter aussi la température moyenne tout au long de la période d'échantillonnage en pesant sur les flèches jusqu'à « degC ». Indiquer si le « time of day (tod) » indiqué sur la pompe est exact. Pour la pompe « ALPHA », peser sur « on ». La pompe sera en « standby ». Si des points qui clignotent apparaissent, peser le bouton « reset » deux fois et répétez, jusqu'à ce qu'ils disparaissent. Si cela prend trop de temps, revenir à ce site plus tard. Peser deux fois sur le bouton « reset » dans l'espace d'une seconde et peser ensuite sur « run ». Laisser la pompe « ALPHA » fonctionner trois minutes avant de mesurer le flux.
7) Connecter la burette à bulles à l'adaptateur et faire fonctionner la pompe.

[5] Bien fixer avec du ruban adhésif « duck tape » la connexion du chargeur à la pompe.

8) Allumer la burette à bulles. Attendre que le cadran arrête de clignoter et indique 000.
9) Peser sur le bouton noir de la burette jusqu'à ce que des bulles se rendent au haut du tube sans se briser (il faut s'assurer qu'il y a un film de savon au fond de la burette).
10) Lorsque les bulles se rendent en haut, la lecture à la première ligne de l'écran devrait être autour de 4.00 (si elle ne l'est pas, presser jusqu'à ce que la lecture soit stable).
11) Presser « reset » et lire la moyenne de quatre bulles sur la deuxième ligne; noter la moyenne sur la feuille de terrain (un flux plus faible que 4 lpm peut parfois être causé par une accumulation de particules sur le filtre. Ceci sera vérifié plus loin avec l'ajout d'un nouveau filtre).
12) Fermer la pompe avec le bouton « on/off ». Noter que lorsque la pompe « ALPHA » est fermée, elle doit être en mode « charging ». À l'écran on doit lire « chrg » qui alterne avec le temps de chargement qu'il reste. Si des points qui clignotent apparaissent, peser le bouton « reset » deux fois et ce, jusqu'à ce qu'ils disparaissent. Si cela semble prendre trop de temps, revenir à ce site plus tard (au site de la ville, laisser la pompe se charger durant 5 jours, à l'intérieur).
13) Prendre le pétri dans le coffre, enlever la cassette contenant le filtre de la base de l'impacteur. Mettre le filtre dans le pétri identifié.
14) Enlever les deux parties du « nez » pour prendre la plaquette et la ramener dans un pétri, pour la nettoyer (il est important d'enlever le filtre avant). Regarder la plaquette et noter sur la feuille de terrain s'il semble y avoir une « montagne » de particules.
15) S'il faut ramener l'impacteur, attacher le tube pour ne pas que la pluie rentre à l'intérieur.

Le mercredi, mettre un chargeur pour les pompes « SKC » à haut voltage et le changer pour un à bas voltage le jeudi.

Le samedi matin, arrêter ici. Les autres jours, continuer.

16) Noter le numéro de la pompe. Dévisser l'impacteur et le déconnecter du tube.
17) Au site FRM, faire les manipulations suivantes dans la bâtisse (en amenant la pompe). Déconnecter l'impacteur. Si un blanc doit être installé au site, faire les manipulations 18)-19) avec le blanc en premier, selon les indications suivantes ; ensuite enlever le filtre et le mettre dans son pétri dans le coffre et recommencer avec le filtre pour l'échantillonnage.
18) Insérer sur la base de l'impacteur, une cassette avec un filtre pré-pesé et un « drain disk ». Il doit y avoir un support en cellulose sous la cassette. Le filtre fait face vers le haut par rapport à la base de l'impacteur (Face vers l'entrée d'air pour recevoir le flux d'air – partie profonde de la cassette vers le haut).
19) Insérer le « corps » de l'impacteur sur sa base.
20) Inscrire l'identificateur du pétri sur la feuille de terrain.
21) Laisser le pétri identifié dans le coffre, en s'assurant qu'il est bien fermé.
22) En tournant délicatement, enlever la deuxième partie du « nez ».
23) Placer une plaquette huilée (partie huilée vers l'entrée d'air) dans le « nez ». Une plaquette propre doit être utilisée pour chaque changement de filtre.
24) Pousser doucement les parties du « nez » sur le « corps », en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ».
25) Reconnecter l'impacteur à la pompe.
26) Enlever la « tête » (premier morceau) de l'impacteur si ce n'est pas déjà fait, en tournant délicatement et la mettre sur le coffre. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ». Inspecter les « O-rings » et les changer si endommagés.

27) Allumer les pompes. Pour les « SKC », pousser le bouton. Les « ALPHA », devraient être en mode « trickle ». Pour ces pompes, peser sur « on » puis sur « run ».

28) Pousser doucement l'adaptateur pour la burette à bulles sur le « nez » en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring ».

29) Laissez réchauffer la pompe trois minutes. S'assurer que la lumière du chargeur des pompes SKC est allumée (le noter). Si elle ne l'est pas, vérifier la connexion couverte de ruban adhésif. Si elle ne s'allume pas, changer de pompe. Noter le numéro de la pompe défectueuse (s'assurer que la lumière du chargeur est allumée)[6].

30) Déconnecter le petit tube pour le savon de la burette à bulles afin de connecter la burette à l'adaptateur. Allumer la burette et attendre que l'écran arrête de clignoter et signale « 000 ».

31) Peser le bouton noir de la burette à bulle jusqu'à ce que les bulles se rendent au haut du tube sans se briser (s'assurer qu'il y a un film de savon au fond de la burette).

32) Lorsque les bulles se rendent en haut, la lecture à la première ligne de l'écran devrait être autour de « 4.000 ». Si elle ne l'est pas, changer de pompe et noter le numéro de la pompe défectueuse (s'assurer que la lumière du chargeur est allumée)[5].

33) Peser sur « reset ». Lire la moyenne de quatre bulles sur la deuxième ligne et la noter sur la feuille de terrain. Le flux doit être de 4 lpm (±0.2).

34) Si le flux est de moins de 3.80 l/min, déconnecter le tube de la pompe et remplacer l'impacteur par la cassette « test ». Connecter le tube qui liait l'impacteur à la burette à bulles, à la cassette et mesurer le flux à l'entrée de la pompe (noter la moyenne de quatre valeurs). Si ce flux est le même (± 0.20 lpm) que celui mesuré avant, avec l'impacteur, changer de pompe (s'assurer que la lumière du chargeur est allumée). Noter le numéro de la pompe défectueuse[5]. Si le flux est plus élevé, ça signifie qu'il y a une fuite dans l'impacteur. Si c'est le cas, démonter, changer les O-rings et remonter. Reconnecter la base de l'impacteur à la pompe et mesurer le flux. Si le problème persiste, ramener l'impacteur et la pompe.

35) Après avoir mesuré le flux, enlever l'adaptateur de la burette à bulles.

36) Insérer doucement la « tête » de l'impacteur en tournant délicatement. Il ne faut pas pousser trop fort pour ne pas endommager le « O-ring »!

37) L'impacteur est maintenant prêt!

38) Pour les pompes « ALPHA », fermer en pesant sur le bouton « on ». La pompe doit indiquer « hold ». Envoyer le programme du programmeur en connectant la pompe à ce dernier.

39) Noter l'heure (hh.mm) de départ (sauf pour le « FRM »).

40) Installer ou désinstaller le « Harvard Impactor » qui sert au duplicata, lorsque nécessaire, au site sur « Iberville » et répéter les procédures 16) à 38) lors de l'installation. Si un « Harvard Impactor » est ramené pour installation au site « Iberville », mettre la pompe dans la bâtisse de la ville au site « FRM » et la connecter pour rechargement. Répéter également les points 16) à 38) le lundi avec les pompes qui fonctionnent de façon intermittente (« TRAPCA »).

[6] Bien coller la connexion du chargeur à la pompe avec du ruban adhésif.

Transport et conservation des filtres après échantillonnage

Les filtres collectés sont transportés dans la boîte qui a un support avec trous pour les pétris. La boîte est mise dans la glacière. Les filtres sont réfrigérés à 4°C à l'intérieur de 48 heures (normalement l'après-midi après la collecte). Les échantillons sont transportés (de la DSP au site et du site à la DSP) dans les pétris, avec le côté sur lequel les particules sont déposées vers le haut.

Lorsque les échantillons sont amenés à la DSP le samedi matin, la burette est connectée à son chargeur.

Transfert des filtres de la cassette au pétri

- À tous les après-midi de la semaine, vers 14 h 30, les filtres sont enlevés de la cassette et déposés dans leur pétri initial numéroté (pétris de Environnement Canada) avec des pinces à pointes plates lavées à l'éthanol, sans toucher l'aire de prélèvement – côté échantillonné vers le haut (ne toucher que l'anneau de support du filtre).
- Porter un sarrau. Travailler au dessus d'une feuille d'aluminium.
- La cassette et le support de cellulose peuvent être réutilisés. Lorsque nécessaire, nettoyer les cassettes avec de l'éthanol dans un petit bécher et changer le support de cellulose.
- Réfrigérer les filtres et les envoyer à Environnement Canada à toutes les deux semaines (ou afin de permettre au plus 30 jours entre l'échantillonnage et la pesée).

Conservation des filtres après la pesée

Après la pesée par Environnement Canada, les filtres sont conservés à 4°C jusqu'à l'envoi pour la mesure de l'absorbance.

Guide de dépannage « Trouble shooting »

Lorsque qu'on envoie le programme à la pompe « ALPHA », si des points qui clignotent apparaissent, cela signifie que la batterie de la pompe est faible. Recharger la pompe.

Lorsqu'on essaie de recharger la pompe « ALPHA », si des points qui clignotent apparaissent, peser sur le bouton « reset » deux fois à l'intérieur d'une seconde et ce, jusqu'à ce que les points disparaissent.

Si la pompe ne fonctionne pas, regarder le voltage de la batterie.

Procédures d'opérations standards (SOP)

NO_2 avec « Ogawa »

Équipement et matériel

- « Ogawa »
- Boîtier de transport de l'échantillonneur
- Protecteurs et clips
- Filtres
- Filtres support de cellulose
- Petits grillages
- Bouteilles pour conserver les filtres échantillonnés
- Pinces
- Séchoir
- Eau doublement distillée ou déionisée et distillée (« Ultrapure UHQ » si possible, changer l'eau gardée au frigo une fois par mois)
- Feuille de terrain
- Montre
- Réfrigérateur
- Brosse
- Papier absorbant

Procédures

Préparations avant le terrain

Nettoyage (après-midi avant l'installation)

- Les parties des échantillonneurs (« Ogawa ») sont rincées trois fois avec de l'eau du robinet dans un bécher. Les parties sont ensuite rincées deux fois avec de l'eau « UHQ » dans un bécher. Secouer les pièces et les déposer sur un papier d'aluminium. Mettre au four à 60°C pour 30 minutes. Fermer l'aluminium «en sandwich » et mettre dans un plat de plastic.

Insertion des filtres dans les « Ogawa » (Matin de l'échantillonnage)

- S'assurer que les pièces sont bien sèches avant usage.
- Utiliser des pinces (nettoyées avec de l'eau « UHQ ») pour placer les filtres et grillages dans « l'Ogawa ». Se mettre sur une feuille d'aluminium.
- Placer le cylindre debout et mettre le disque puis l'anneau. Ensuite insérer un grillage (ne pas endommager et s'assurer qu'il est bien à plat sur l'anneau).
- Placer un filtre. Le côté rugueux doit être placé vers le haut (ne pas endommager et s'assurer qu'il est bien à plat sur l'anneau). Les filtres qui sont insérés ont été reçus au plus 90 jours avant d'être installés sur le terrain. Noter le lot des filtres (les premiers 40 filtres = 1er lot).
- Garder la bouteille de filtre légèrement fermée durant ces opérations.
- Mettre un autre grillage. Ajouter le bouchon sans toucher la surface de diffusion (ou toucher avec l'aluminium).
- Répéter de l'autre côté.

- Identifier « l'Ogawa » (inscrire l'identificateur sur la « clip » de « l'Ogawa », correspondant à l'identificateur utilisé pour les filtres collectant des particules de façon journalière – « daily » – Numéro avec lettre pour chaque site ; noter « bl » pour blanc).
- Mettre « l'Ogawa » dans le sac de plastique, enlever l'air et sceller. Transférer dans le boîtier de transport, enrouler de ruban adhésif utilisé pour les fils électriques et identifier. Maintenant « l'Ogawa » peut être transféré sur le terrain.

Installation de l'équipement avant le début de l'échantillonnage

- Les sites sont choisis sur la base des critères énoncés au protocole (sauf la distance à un arbre).
- Les échantillonneurs doivent être placés à 1 m d'un mur, de 1.5 à 3 m du sol et au moins à 1.5 m de la surface sur laquelle il est déposé. Ils doivent être situés à un mètre des « Harvard Impactors ».
- Le protecteur de l'échantillonneur doit être placé de façon à ce que l'ouverture soit vers le bas.

Procédures sur le terrain ENTRE 10 h et 13 h

Matériel nécessaire à chaque jour sur le terrain

- Un « Ogawa » avec deux filtres
- Feuille de terrain
- Montre

Sites

Il y a quatre sites qui sont visités à tous les jours :

A. 6XXX Iberville
B. 6XXX Molson
C. 6XXX St-Michel
D. 7XXX Molson

Ces sites sont visités dans cet ordre les jours de la semaine et le samedi pour collecter les filtres.

À chaque site il y a un « Ogawa » à installer.

Il y aura aussi un blanc à tous les jours à laisser à l'un des sites.

Les feuilles de terrain indiqueront les sites à visiter, les filtres à collecter à chaque site de même que ceux à installer (voir calendrier).

Collecte et préparation des « Ogawa »

Départ de l'échantillonnage

- Enlever le protecteur.
- Placer un « Ogawa » sur la « clip » et remettre le protecteur.
- L'échantillonnage commence lorsque les échantillonneurs sont sortis du sac de plastique et installés dans le boîtier protecteur.
- Noter l'heure de début de l'échantillonnage sur la feuille de terrain (hh.mm).
- Si un blanc doit être installé, le sortir et le remettre dans son sac et boîtier. Mettre le tout dans la boîte de la pompe qui permet la collecte des particules et noter l'identificateur (s'assurer que le tout est bien fermé).

Fin de l'échantillonnage

- Inspecter l'équipement et noter les irrégularités (ex. : « Ogawa » tombé ou disparu)
- L'échantillonnage est terminé lorsque les « Ogawa » sont mis dans le sac de plastique et le boîtier prévu à cet effet. Enlever le protecteur avant de décrocher « l'Ogawa » (tout l'échantillonneur avec la « clip », sauf le protecteur). Replacer le protecteur.
- Enregistrer le temps d'arrêt de l'échantillonnage (hh.mm).
- Si un blanc est collecté, noter l'identificateur.

Transport, transfert et conservation des filtres après l'échantillonnage

Après exposition les filtres sont transportés dans une glacière et doivent être mis au réfrigérateur dans le noir.

Tous les après-midi, les filtres avec les grillages et les supports de cellulose sont enlevés et mis dans des petites bouteilles à cet effet. Les pinces sont nettoyées au début avec de l'eau « UHQ ». Les filtres sont transférés en partant de ceux qui ont collectés le NO_2 au site le moins exposé vers le plus exposé. S'installer sur une feuille d'aluminium pour enlever les filtres. Pour faciliter le prélèvement des filtres, pencher le cylindre et taper doucement avec les pinces sur le côté. Ne pas toucher les bouchons de diffusion (ou toucher avec l'aluminium).

Les filtres sont conservés ainsi pour un maximum de 14 jours.

Exemple de feuille de terrain pour les PM2.5

29 juin 2002

Site	**XX Iberville (A)**	
	journalier	**duplicata**
Collecte		
Numéro du filtre	247A	248 dup A
Heure de collecte		
Lumière du chargeur SKC allumée		
Indication sur le chronomètre à la collecte		
Chargeur chaud ou très chaud		
Mesure avec *Bubble flow meter* (avec filtre) à la collecte		
Mesure avec *Bubble flow meter* avec cassette test (si flux de moins de 3.8 lpm) à la collecte		
Collecte de blanc, oui (noter ID) ou non	252 bl A, 228 bl TRAPCA A	
Installation		
Numéro de pompe		
Numéro du filtre	----------	----------
Installation de blanc, oui (noter ID) ou non	----------	
Heure de départ		
Mesure avec *Bubble flow meter* avec filtre au départ		
Mesure avec *Bubble flow meter* avec cassette test au départ (si flux de moins de 3.8 lpm)		
Irrégularités		

Signer lorsque tous les filtres ramassés sont dans les pétris_____
Date et heure_____

Exemple de feuille de terrain pour le NO_2

28 juin 2002

Site	**XX Iberville (A)**	**XX Molson (B)**	**XX St Michel (C)**	**XX Molson (D)**
Collecte				
Numéro du filtre	247A	249B	250C	251D
Heure de collecte				
Collecte de blanc, oui (noter ID) ou non	252 bl A	-------	--------	--------
Installation				
Numéro du filtre	----------	---------	----------	-------
Heure de départ				
Installation de blanc, oui (noter ID) ou non	----------	----------	----------	-------
Irrégularités				

Signer lorsque tous les filtres ramassés sont dans les bouteilles au frigo_____
Date et heure_____

Exemple de calendrier hebdomadaire utilisé pour la description des feuilles terrain journalières

Du lundi 17 juin au vendredi 21 juin (collecte le 22 juin) ID :

Site A (Iberville) : filtres 191, 199, 205, 210, 216; filtres duplicatas 192, 211, 217; Ogawa 191, 199, 205, 210, 216
Site B (Molson) : filtres 193, 200, 206, 212, 218; Ogawa 193, 200, 206, 212, 218
Site C (St-Michel) : filtre TRAPCA 194; filtres 195, 201, 207, 213, 219; Ogawa 195, 201, 207, 213, 219
Site D (Métropolitaine) : filtre TRAPCA 196; filtres 197, 202, 208, 214, 220; Ogawa 197, 202, 208, 214, 220
Blancs : filtre blanc TRAPCA 198, blanc 203, 209, 215, 221; Ogawa blanc 198, 203, 209, 215, 221
Station 12 FRM: filtre 204

Lundi 17 juin installation

Site A : filtre 191, filtre duplicata 192, filtre blanc 198 TRAPCA, Ogawa 191, Ogawa blanc 198
Site B : filtre 193, Ogawa 193
Site C : filtre TRAPCA 194, filtre 195, Ogawa 195
Site D : filtre TRAPCA 196, filtre 197, Ogawa 197

Le 18 juin collecte

Site A : filtre 191, filtre duplicata 192, Ogawa 191, Ogawa blanc 198
Site B : filtre 193, Ogawa 193
Site C : filtre 195, Ogawa 195
Site D : filtre 197, Ogawa 197

Le 18 juin installation

Site A : filtre 199, Ogawa 199; ramener le Harvard Impactor du duplicata pour site FRM
Site B : filtre 200, filtre blanc 203, Ogawa 200, Ogawa blanc 203
Site C : filtre 201, Ogawa 201
Site D : filtre 202, Ogawa 202
Station 12 : installation et programmation de pompe pour FRM, filtre 204

Le 19 juin collecte

Site A : filtre 199, Ogawa 199
Site B : filtre 200, filtre blanc 203, Ogawa 200, Ogawa blanc 203
Site C : filtre 201, Ogawa 201
Site D : filtre 202, Ogawa 202

Le 19 juin installation

Site A : filtre 205, Ogawa 205
Site B : filtre 206, Ogawa 206
Site C : filtre 207, filtre blanc 209, Ogawa 207, Ogawa blanc 209
Site D : filtre 208, Ogawa 208

Le 20 juin collecte

Station 12 : filtre 204, visiter le site FRM en premier pour collecte et amener le Harvard Impactor pour duplicata au site A

Site A : filtre 205, Ogawa 205
Site B : filtre 206, Ogawa 206
Site C : filtre 207, filtre blanc 209, Ogawa 207, Ogawa blanc 209
Site D : filtre 208, Ogawa 208

Le 20 juin installation

Site A : filtre 210, installation Harvard Impactor filtre duplicata 211, Ogawa 210
Site B : filtre 212, Ogawa 212
Site C : filtre 213, Ogawa 213
Site D : filtre 214, filtre blanc 215, Ogawa 214, Ogawa blanc 215

Le 21 juin collecte

Site A : filtre 210, filtre duplicata 211, Ogawa 210
Site B : filtre 212, Ogawa 212
Site C : filtre 213, Ogawa 213
Site D : filtre 214, filtre blanc 215, Ogawa 214, Ogawa blanc 215

Le 21 juin installation

Site A : filtre 216, filtre duplicata 217, filtre blanc 221, Ogawa 216, Ogawa blanc 221
Site B : filtre 218, Ogawa 218
Site C : filtre 219, Ogawa 219
Site D : filtre 220, Ogawa 220

Le 22 juin collecte

Site A : filtre 216, filtre duplicata 217, filtre blanc 221, filtre blanc TRAPCA 198, Ogawa 216, Ogawa blanc 221
Ramener le Harvard Impactor du duplicata pour installation site FRM le lundi 24
Site B : filtre 218, Ogawa 218
Site C : filtre 219, filtre TRAPCA 194, Ogawa 219
Site D : filtre 220, filtre TRAPCA 196, Ogawa 220

ANNEXE 2

Estimation de la fréquence de l'échantillonnage

Il est difficile d'estimer le nombre de jours nécessaires pour observer des différences de PM2.5 entre deux sites de densité de trafic différente en considérant les données du réseau d'échantillonnage de la ville de Montréal. En fait différentes fractions sont mesurées aux stations d'échantillonnage et ce, avec des échantillonneurs différents et les hauteurs à laquelle les polluants sont mesurés ne sont pas non plus comparables (Communauté urbaine de Montréal, CUM, Rapport Annuel 2001 de la qualité de l'air, Site Web : http://services.ville.montreal.qc.ca/air-eau/). Quoique quelques études portant sur la variation des niveaux de PM2.5 en fonction de la densité de la circulation de véhicules routiers ont été effectuées en Europe, les variations des concentrations des particules ne sont pas disponibles pour permettre le calcul de la durée d'échantillonnage nécessaire pour déceler une différence de PM2.5 entre deux sites de densités de trafic différentes.

L'étude de Kinney et al. 2000 effectuée aux États-Unis peut être utile au calcul de la durée de l'échantillonnage des PM2.5. Les niveaux de particules mesurés aux différents sites sont toutefois plus élevés que les concentrations journalières qui peuvent être attendues à Montréal (Rapport annuel, 2001). Ceci est en partie occasionné par le type d'échantillonnage. Kinney et al. 2000 ont échantillonné entre 10 h 00 et 18 h 00 et les niveaux de particules diminuent normalement la nuit (Environnement Canada-Santé Canada, EC-SC, 2000). De plus, les différences entre les sites sont potentiellement plus importantes que ce à quoi on pourrait s'attendre et ce, entre autres, pour la même raison que mentionnée ci-haut.

Dans l'étude de Kinney et al. 2000 effectuée à Harlem, les niveaux de PM2.5 ont été mesurés sur une route de densité de trafic relativement importante (18 375 voitures/jour, 1 403 camions/jour et 1 064 autobus/jour), sur une route avec une densité de circulation de véhicules routiers relativement importante (14 229 voitures/jour) mais avec près de la moitié des véhicules étant des véhicules lourds et à un site contrôle avec moins de 1 500 véhicules y circulant par jour. Les niveaux de PM2.5 mesurés pour le site avec densité de véhicules lourds importante et le site contrôle durant 5 jours, entre 10 h et 18 h, étaient de 45.7 ± 10.1 $\mu g/m^3$ et 38.7 ± 10.9 $\mu g/m^3$ respectivement. Le nombre de jours d'échantillonnage nécessaire pour observer une différence significative à 0.05 des concentrations de PM2.5 de ces deux sites, avec une puissance de 80 % est de 56 jours.

Les niveaux de coefficient d'absorption de ces deux sites étaient de 6.2 ± 1.9 et 1.5 ± 0.5 $\mu g/m^3$. Le nombre de jours nécessaires pour détecter une différence significative de coefficient d'absorption dans les conditions citées plus haut est de trois jours uniquement. Les niveaux de PM2.5 mesurés au site contrôle et au site avec densité de véhicules lourds plus faible étaient très similaires. Toutefois, les niveaux de coefficient d'absorption étaient de 2.3 ± 0.9 $\mu g/m^3$ au site avec densité de véhicules lourds moindre. Ainsi, le nombre de jours nécessaires pour détecter une différence significative de coefficient d'absorption dans les conditions citées plus haut entre le site contrôle et le site avec densité de trafic relativement importante mais de moindre intensité de véhicules lourds est de 21 jours, dans les conditions citées plus haut. Le nombre de jours nécessaires est inférieur lorsque le site contrôle est comparé au site de densité de véhicules lourds plus importante.

Pour ce qui est du NO_2, trois sites du réseau de la ville de Montréal ont été considérés : le poste 1 situé au Jardin Botanique à quelques mètres de la rue Rosemont (avec une circulation d'environ 20 000 véhicules/jour[1]), le poste 68 à Verdun (comme poste « bruit de fond » urbain) et le site 99 à Sainte-Anne-de-Bellevue (comme poste suburbain). Les concentrations moyennes annuelles de NO_2, en 2001, observées à ces sites étaient de 42.17 $\pm$ 20.02 µg/m3, 30.66 $\pm$ 17.89 µg/m3 et 22.18 $\pm$ 16.30 µg/m3 respectivement. Le nombre de jours d'échantillonnage nécessaires pour observer une différence à 0.05 des concentrations de NO_2 entre les postes 1 et 99 est de 21 jours, avec une puissance de 80 % et de 68 jours entre les postes 1 et 68.

Pour le NO_2, les postes de la ville ne sont pas situés aussi près des artères routières que les habitations des rues proposées. Pour les PM2.5, la densité de la circulation de véhicules routiers des sites d'échantillonnage est plus élevée aux sites « trafic » choisis que celle rapportée dans l'étude de Kinney et al., 2000 mais la densité de véhicules lourds y est moindre (M. Maréchal, ville de Montréal, communication personnelle, avril 2002). De plus, plusieurs routes d'autobus circulaient sur la route à haute densité de circulation de l'étude de Kinney et al., 2000. Toutefois, nous avons supposé que les niveaux de PM2.5 au site trafic allaient être similaires aux niveaux observés dans l'étude de Kinney et al., 2000 et les niveaux de NO_2 similaires à ceux observés aux sites 1, 68 et 99 de la CUM. Ainsi, sur la base de l'étude de Kinney et al., 2000, des données disponibles, de considérations techniques et budgétaires, nous avons décidé d'effectuer l'échantillonnage à tous les sites de façon simultanée pendant 40 jours. Nous anticipons donc d'observer des différences de coefficient d'absorption et de NO_2 mais pas de PM2.5.

Références

Kinney PL, Aggarwal M, Northridge ME, Janssen NAH, Shepard P. Airborne Concentrations of $PM_{2.5}$ and Diesel Exhaust Particles on Harlem Sidewalks: A Community-Based Pilot Study. Environ Health Perspect 2000; 108:213-218.

Environnement Canada, Santé-Canada (EC-SC). Liste de substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation: Particules inhalables de 10 microns ou moins, partie 1, 2000.

[1] Selon la carte de la Ville de Montréal de 1989.

ANNEXE 3

Budget et coûts

Achat de matériel	
• Matériel pour l'échantillonnage des PM2.5 (o-rings, tygon, bouteilles pour transport des échantillons de NO2, 7 cassettes pour filtres de 37mm, 300 filtres Gelman Teflo 37mm avec pores de 2um, supports pour filtres, pétris, pinces, 7 « coolers », gants sans latex, tygon, huile de silicone grade 316, outillage pour fixer les échantillonneurs sur le terrain)	8 500 $
• Filtres pour échantillonnage de NO_2 sur support Ogawa	3 500
Sous-total	12 000
Location d'équipement	
• 7 « Harvard Impactors » avec plaquettes de rechange[1]	4 000
• 8 pompes avec chargeurs et adaptateurs pour calibrage [2]	4 000
• Élément de risque si bris ou vandalisme	5 000
Sous-total	**13 000**
Contrat de services et expertises	
• ALARA pour services d'expertises en vérification et installation de l'équipement et autres conseils	5 000
Sous-total	**5 000**
Personnel	
• Salaire d'un technicien durant 40 jours	**4 000**
Dédommagement aux participants	
• Dédommagement pour frais d'électricité et autres inconvénient : 4 x 200$	**800**
Analyses	
• BS : 240 x 15 $	3 600
• NO2 : 230 x 60 $	13 800
• PM2.5 : 240 x 12.5 $	3 000
Sous-total	**20 400**
Envois postaux pour analyses	
• 8 envois x 25 $	200
• 8 boîtes x 50 $	400
Sous-total	**600**
TOTAL	**55 800 $**

[1] Les impacteurs peuvent être achetés pour 10 000 $ (un peu moins de 900 $ chacun). Ils ont été loués de Air Diagnostics and Engineering Inc.
[2] Les pompes ont été louées de l'Institut Polytechnique Ryerson de Toronto.

ANNEXE 4

Formule de consentement

ÉTUDE PRÉLIMINAIRE:

Pollution atmosphérique le long d'axes routiers à Montréal

Je, _____
Domicilié au _____

fais la déclaration suivante :

1. **J'accepte de participer à l'étude préliminaire** portant sur la pollution atmosphérique le long d'axes routiers à Montréal. Cette étude préliminaire vise à documenter les niveaux de polluants qui peuvent être observés dans un quartier résidentiel. Cette étude est entreprise par Dr Audrey Smargiassi, chercheure à la Direction de la Santé Publique de Montréal-Centre.

2. **Je comprends qu'en acceptant de participer, je permets à la Direction de Santé Publique de Montréal-Centre :**

- **D'installer un échantillonneur** de particules et de dioxyde d'azote au devant de ma résidence. Ces échantillonneurs fonctionneront du 6 mai au 30 juin 2002. La pompe pour échantillonner les particules qui sera dans une glacière ou un coffre à outil, sera installée sur ou sous mon balcon tandis que les capteurs de pollution (de la grosseur d'une bouteille de 1 litre) seront attachés à mon balcon.
- **D'utiliser mon électricité** (qui devrait me coûter moins de 1 dollar pour la période)
- **De venir à tous les jours récolter les filtres des échantillonneurs sur mon balcon et ce, pendant les mois de mai et juin.**

3. **Je ne suis pas responsable de bris, perte, vol ou vandalisme des appareils.**

4. **Je peux demander à la Direction de Santé Publique de Montréal-Centre d'enlever l'échantillonneur de mon balcon à n'importe quel moment,** sans obligation de ma part ou préjudice de quelque façon que ce soit de la part de l'équipe de recherche.

5. **Il est entendu que les résultats et observations de cette recherche seront confidentiels** et conservés sous clé par la responsable de l'étude. Chaque participant sera identifié par un numéro.

6. **Les niveaux de pollution qui seront observés chez moi** me seront communiqués de vive voix après la recherche.

7. **Je donne mon accord pour que la Direction de Santé Publique puisse utiliser** les informations obtenues dans le cadre de cette étude à la condition que toutes les composantes de nature confidentielle ne soient pas divulguées de façon à ce que je sois identifié. Seuls les résultats globaux dépersonnalisés pourront être exposés.

8. Je peux rejoindre, en tout temps, la responsable de la recherche au numéro de téléphone et à l'adresse suivante. **La Direction de Santé Publique vous sera reconnaissante d'aviser si vous notez quelque chose d'anormal** (ex. : vandalisme ou vol des appareils) :

Audrey Smargiassi (514) 528 2400 poste 3226 ou (514) 255 1964
Unité SATE
Direction de Santé Publique de Montréal-Centre
1301 Sherbrooke Est
Montréal (Québec) H2L 1M3

Date : _____

Signature du résident : _____

Signature de Audrey Smargiassi, responsable de la recherche, en date du_____

s'engage à faire respecter la confidentialité et autres règles énoncées dans le présent formulaire :

_____

RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
DE MONTRÉAL-CENTRE

BON DE COMMANDE

QUANTITÉ	TITRE DE LA PUBLICATION	PRIX UNITAIRE (tous frais inclus)	TOTAL
	Étude pilote de la variation spatiale des niveaux de particules associés au transport routier à une échelle locale à Montréal	**10 $**	

NUMÉRO D'ISBN OU D'ISSN
ISBN : 2-89494-396-2

DESTINATAIRE

Nom _____

Organisme _____

Adresse _____
No Rue App.

_____
Ville Code postal

Téléphone _____ Télécopieur _____

Les commandes sont payables *à l'avance* par chèque ou mandat-poste à l'ordre de la *Direction de santé publique de Montréal-Centre*

Pour information : (514) 528-2400, poste 3646.

Retourner à l'adresse suivante :

Centre de documentation
Direction de santé publique de Montréal-Centre
1301, rue Sherbrooke Est
Montréal (Québec) H2L 1M3
http://www.santepub-mtl.qc.ca

DIRECTION
DE LA SANTÉ
PUBLIQUE

Garder notre monde en santé